



MODELAÇÃO DA PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA DE INCÊNDIO EM POVOAMENTOS FLORESTAIS DE PORTUGAL CONTINENTAL

Alexandra da Costa Ricardo

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais

Orientador: José Guilherme Martins Dias Calvão Borges

Co-orientador: Brigitte Roxo Botequim

Júri:

Presidente: Doutor José Miguel Oliveira Cardoso Pereira, Professor Catedrático do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais: Doutor José Guilherme Martins Dias Calvão Borges, Professor Associado do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor Francisco Manuel Ribeiro Ferraria Moreira, Investigador Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Lisboa, 2010

Agradecimentos

Esta Dissertação é fruto da colaboração de várias pessoas sem qual não teria sido possível a sua conclusão.

Ao meu orientador, José Guilherme Calvão Borges, pela oportunidade que me deu para realizar este trabalho,

Um especial agradecimento à minha co-orientadora, Brigitte Botequim, pela sua orientação, amizade, companheirismo e determinação fizeram com que esta tese chegasse a “bom porto”.

À Susete Marques, ao Paulo Borges e ao Jordi Garcia pelo apoio e companheirismo fornecidos nesta fase.

À Professora Margarida Tomé pela importantes e decisivas discussões metodológicas e por todo o apoio prestado e tempo dispendido.

Aos meus pais e às minhas irmãs pelo apoio constante e incondicional, pela palavras moralizadoras e actos incentivadores.

Aos meus colegas de me acompanharam ao longo da minha vida académica pela amizade e espírito de companheirismo e entreaajuda.

A todos os professores que me acompanharam ao longo da minha vida académica por terem ajudado a saciar a minha “sede” de conhecimento de Ciência Florestal.

A todos que contribuíram directa ou indirectamente e que aqui não são citados o meu agradecimento.

Este trabalho está inserido no projecto:

PTDC/AGR-CFL/64146/2006 “Decision support tools for integrating fire and forest management planning” financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia

Resumo

Os incêndios são o agente mais importante de alteração do uso do solo em Portugal, sendo uma grande ameaça ao sector florestal. É necessário uma gestão activa e a respectiva incorporação da gestão do fogo na gestão florestal. Modelou-se a probabilidade de ocorrência de incêndio, incorporando vários factores que determinam o risco de incêndio e factores controláveis pelo gestor florestal. O estudo foi baseado na 3ª Revisão e 5ª Revisão do Inventário Florestal Nacional e os perímetros de áreas ardidas para os períodos 1998-2003 e 2006-2007, respectivamente. Foi simulado o crescimento dos povoamentos para as parcelas ardidas em que o ano do inventário não correspondia ao ano de incêndio. Usando como técnica a regressão logística modelou-se a probabilidade de ocorrência de incêndio seleccionando-se um primeiro modelo que incorpora variáveis biométricas, a biomassa arbustiva, o tipo de composição do povoamento e a altitude e um segundo modelo contendo o mesmo tipo de variáveis à excepção das variáveis biométricas. É possível prever a probabilidade de incêndio em povoamentos florestais a nível nacional com uma razoável qualidade, possibilitando a quantificação dos efeitos da gestão na probabilidade de ocorrência de incêndio, e consequentemente permitindo o desenvolvimento de estratégias sylvícolas que tenham em linha de conta o risco de incêndio.

Palavras-chave: incêndios florestais, gestão florestal, povoamentos florestais, regressão logística, risco de incêndio

Abstract

The fire is the most important agent of land use change in Portugal, being a major threat to the forestry industry. This context suggests the need for the active management and their incorporation into the management of fire in forest management. It was modeled the probability of fire occurrence, incorporating several factors that determine the fire risk factors that are under control of the forest manager. The study was based on the 3rd and 5th Review of the National Forest Inventory and the perimeters of burnt areas for the periods 1998-2003 and 2006-2007, respectively. It was necessary to simulate the stand growth of the burned plots when the year of the inventory was not the same as the year of fire occurrence. The probability of fire occurrence was modeled using binary logistic regression; we selected a first model that incorporates biometric variables, shrub biomass, the stand composition and altitude and a second model including the same variables without biometric variables. It is possible to predict the probability of fire in forest stands at the national level with a reasonable quality, to quantify the effects of management on the probability of fire occurrence, allowing the development of forest strategies that take into account the fire risk.

Key-words: fire risk, forest fires, forest management, forest stands, logistic regression

Extended abstract

The fire is the most important agent of land use change in Portugal, being a major threat to the profitability of forestry investments. There is a need for integrating wildfire risk in forest management. For that purpose we need to estimate the probability of fire occurrence as a function of several factors some of which are under the control of the forest manager. For example, it is relevant to check the impact of stand structure and composition (pure and mixed, even and uneven age), topography, climate and human activity variables on wildfire risk as well as the impact of further biometric variables that are under the control of forest manager. The study was based on combining information from the 3rd and 5th Review of the National Forest Inventory and from perimeters of burnt areas in Portugal, for the periods 1998-2003 and 2006-2007, respectively, yielding a total of 279 plots where wildfire occurred and a total of 4919 plots that were not burned. In 187 of the 279 plots burnt, the year of the inventory does not match the year of wildfire occurrence. It was thus necessary to simulate the growth of biometric variables and of shrub biomass from the date of the inventory to the date of the fire, for determining the value of these variables when at the wildfire the occurrences date. From the initial set of data (5198 plots), we withdrew a random sample of 520 plots (10% of the data set) encompassing 28 burnt plots and 492 unburnt plots for further validation of selected models. Thus for modeling purposes we used a total of 251 burnt plots and 4427 unburned plots.

Using logistic regression, we tested the models with all combinations of variables, selecting two models that estimate the probability of fire that had better value adjustment statistics. A first model was selected incorporating both biometrical and environmental variables such as stand density and diameter sum of squares, shrub biomass, the proportion of the hardwood stand and altitude. A second model without biometric variables was selected based on variables such as shrub biomass, the proportion of hardwoods, the proportion of cork and holm oak, the proportion of eucalyptus and altitude. According to the selected models, the likelihood of fire increases with: higher biomass, lower proportion of hardwoods, greater stand density, smaller diameter root mean, a higher proportion of eucalyptus and a lower proportion of cork and holm oak in the stand.

For both models was carried out tests to assess its quality through adjustment of waste statistics *Deviance* and *Pearson X^2* and area under the ROC curve. These tests verified the quality of the adjustment and the good discriminating power of the present models.

The validation of models was carried out starting at an independent dataset drawn from the initial data set, corresponding to 520 plots. From the validation methodology, both models

had a good adherence to the validation data. This is a good measure of the quality of the model.

The present models allow the quantification of the forest management effects on the probability of fire occurrence. This context suggests the need for the development of effective fire prevention policies. It further places a challenge to forest researchers, policy-makers and managers as they call for methods and tools that may help integrate forest and fire management planning activities currently carried out mostly independently of each other.

Índice

Lista de Figuras	iii
Lista de Quadros	v
Lista de Anexos	vi
Lista de Acrónimos e Abreviaturas	viii
I Introdução	1
1.1 ENQUADRAMENTO	1
1.1.1 Os incêndios florestais	1
1.1.2 A Floresta Portuguesa	2
1.2 INTEGRAÇÃO DA GESTÃO DO FOGO NA GESTÃO FLORESTAL	7
1.2.1 Importância	7
1.2.2 Definição de conceitos	8
1.2.3 Revisão bibliografia	8
1.2.4 Objectivos	10
II Material e Métodos	11
2.1 RECOLHA DE DADOS	13
2.1.1 Perímetros de áreas queimadas	13
2.1.2 Parcelas de inventário	13
2.1.2.1 Inventário Florestal Nacional	13
2.1.2.2 Selecção das parcelas de inventário	15
2.1.2.3 Avaliação de variáveis ao nível do povoamento	16
2.1.2.3.1 Variáveis biométricas	16
2.1.2.3.1.1 Área basal por hectare	17
2.1.2.3.1.2 Densidade do povoamento	18
2.1.2.3.1.3 Diâmetro quadrático médio	18
2.1.2.3.1.6 Cálculo no N e G das parcelas de árvores jovens	19
2.1.2.3.2 Cálculo da biomassa arbustiva	17
2.1.2.3.3 Cálculo das proporções de espécies ou agrupamentos de espécies	21
2.1.2.3.4 Variáveis topográficas, climáticas e sócio-económicas	21
2.2 SIMULAÇÃO DO CRESCIMENTO	22
2.2.1 Variáveis biométricas	23
2.2.1.1 Pinheiro bravo	23
2.2.1.1.1 Povoamentos Mistos e Irregulares de Pinheiro bravo puro	23

e regular	
2.2.1.1.2 Povoamentos Mistos e Irregulares de Pinheiro bravo	23
2.2.1.2 Sobreiro e Azinheira	23
2.2.1.3 Eucalipto	24
2.2.1.3.1 Povoamentos puros e regulares de Eucalipto	24
2.2.1.3.2 Povoamentos Mistos e Irregulares de Eucalipto	25
2.2.1.4 Carvalho negral	25
2.2.1.5 Pinheiro manso	26
2.2.1.6 Pinheiro silvestre	24
2.2.2 Biomassa da vegetação arbustiva	26
2.3 DESENVOLVIMENTO DE MODELOS PARA ESTIMAR PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA DE INCÊNDIO	27
2.3.1 Variáveis explicativas	27
2.3.2 Análise exploratória	29
2.3.2.1 Dados da construção dos modelos	29
2.3.2.2 Dados de validação dos modelos	31
2.3.3 Metodologia Utilizada no Ajustamento do Modelo	33
2.3.4 Metodologia Utilizada na Validação dos Modelos	37
III Resultados	39
3.1 SELECÇÃO DOS MODELOS	39
3.2 APLICAÇÃO DOS MODELOS SELECCIONADOS	41
3.2.1 Aplicação do Modelo 1	42
3.2.2 Aplicação do Modelo 2	43
3.3 VALIDAÇÃO DOS MODELOS SELECCIONADOS	44
IV Discussão	49
V Conclusão	53
VI Referências bibliográficas	55

Lista de Figuras

Figura 1 Área ardida (barras) e número de ocorrências (curva) de fogos florestais em Portugal.....	2
Figura 2 Evolução da ocupação florestal em Portugal Continental (10 ³ ha).....	3
Figura 3 Distribuição da Área por Uso do Solo, em Portugal Continental	3
Figura 4 Distribuição da Área por Tipo de Floresta, em Portugal Continental	4
Figura 5 Área florestal por Espécie dominante em 2005/06.....	5
Figura 6 Percentagem de área ardida por espécie em função da área ocupada em Portugal Continental	6
Figura 7 Fluxograma da metodologia utilizada na construção do modelo de probabilidade de ocorrência de incêndio	12
Figura 8 Histograma de frequência da a) Densidade do povoamento (N), b) Área basal, c) Diâmetro quadrático médio e d) Biomassa arbustiva dos povoamentos de árvores jovens, dos dados de construção dos modelos	31
Figura 9 Histograma de frequência da a) Densidade do povoamento (N), b) Área basal, c) Diâmetro quadrático médio e d) Biomassa arbustiva dos povoamentos de árvores jovens, dos dados de validação dos modelos.....	33
Figura 10 Curva ROC do Modelo 1.....	41
Figura 11 Curva ROC do Modelo 2.....	41
Figura 12 Variação da probabilidade de ocorrência de incêndio para vários níveis de densidade do povoamento (nº de árvores/ha), N =500, N=1000 e N=1500 em função da a) biomassa arbustiva (ton/ha), b) diâmetro quadrático médio (cm), c) proporção de folhosas (%) e a d) altitude (m).....	42
Figura 13 Variação da probabilidade de ocorrência de incêndio em função a) da biomassa arbustiva (ton/ha), b) proporção de eucalipto (%)	43
Figura 14 Variação da probabilidade de ocorrência de incêndio em função a) proporção de folhosas (%), b) altitude (%)	44
Figura 15 Variação da probabilidade de ocorrência de incêndio em função da proporção de sobreiro e azinheira (%)	44
Figura 16 Gráfico da Sensibilidade e Especificidade <i>versus</i> todas as possibilidades de corte para o Modelo 1	45
Figura 17 Gráfico da Sensibilidade e Especificidade <i>versus</i> todas as possibilidades de corte para o Modelo 2	45
Figura 18 Probabilidade estimada pelo modelo <i>versus</i> probabilidade observada aplicando o Modelo 1 aos dados de validação. A vermelho, pontos que indicam combinações das variáveis do modelo, em que as estimativas são mais fracas.....	47

Figura 19 Probabilidade estimada pelo modelo *versus* probabilidade observada aplicando o Modelo 2 aos dados de validação. A vermelho, pontos que indicam combinações das variáveis do modelo, em que as estimativas são fracas.....47

Lista dos Quadros

Quadro 1 Distribuição da Área de Floresta por Tipo e Espécie Dominante, em Portugal Continental (Un. 1000 ha)	4
Quadro 2 Número de parcelas ardidas para cada tipo de coberto florestal e estrutura do povoamento com indicação do número de parcelas em que foi necessário simular crescimento.....	16
Quadro 3 Equações utilizadas na estimação do diâmetro sem cortiça	18
Quadro 4 Valores da densidade aparente para as diferentes formações arbustivas.....	20
Quadro 5 Constituição das 47 parcelas ardidas em 2005.....	24
Quadro 6 Variáveis incluídas na modelação, classes e respectivos códigos	28
Quadro 7 Estatísticas descritivas dos povoamentos adultos das variáveis testadas na construção dos modelos.....	30
Quadro 8 Estatísticas descritivas dos povoamentos adultos testados na validação dos modelos	32
Quadro 9 Associação entre as probabilidades estimadas e as respostas observadas	39
Quadro 10 Parâmetros e testes do ajustamento do Modelo 1	40
Quadro 11 Parâmetros e testes do ajustamento do Modelo 2	40
Quadro 12 Estatísticas dos <i>resíduos da Deviance</i> e X^2 de <i>Pearson</i> para cada um dos modelos	40
Quadro 13 Níveis de Concordância para os modelos seleccionados.....	46
Quadro 14 Matriz de confusão dos dados de validação aplicando o Modelo 1	46
Quadro 15 Matriz de confusão dos dados de validação para aplicando o Modelo 2	46

Lista de Anexos

Anexo I Equações utilizadas na simulação do crescimento das variáveis biométricas das parcelas ardidas

- A) Pinheiro bravo
 - i. DUNAS
 - ii. PBIRROL
- B) Eucalipto
- C) Pinheiro silvestre
- D) Carvalho negral

Anexo II Mapas de distribuição das parcelas de inventário e respectiva composição

- A) Mapa de Portugal Continental com a distribuição das parcelas ardidas usadas na modelação
- B) Mapa de Portugal Continental com a distribuição da composição das parcelas usadas na modelação da probabilidade de ocorrência
- C) Mapa de Portugal Continental com a distribuição das parcelas ardidas usadas na validação
- D) Mapa de Portugal Continental com a distribuição da composição das parcelas usadas na validação

Anexo III Transformação das variáveis categóricas

Anexo IV Regressão Logística: Modelo 1

- A) Resultados do SAS referente ao ajustamento do Modelo 1
- B) Resultado do SAS referente à tabela de classificação do Modelo 1
- C) Tabela de frequências dos dados de validação aplicando o Modelo 1 para um ponto de corte de 0,04
- D) Tabela de frequências de parcelas ardidas (Ardida=1) e de parcelas não ardidas (Ardida=0) nas diferentes combinações de classes de variáveis seleccionadas – Dados de validação – Modelo 1

Anexo V Regressão Logística: Modelo 2

- A) Resultados do SAS referente ao ajustamento do Modelo 2
- B) Resultado do SAS referente à tabela de classificação do Modelo 2
- C) Tabela de frequências dos dados de validação aplicando o Modelo 2 para um ponto de corte de 0,06

- D) Tabela de frequências de parcelas ardidas (Ardida=1) e de parcelas não ardidas (Ardida=0) nas diferentes combinações de classes de variáveis seleccionadas – Dados de validação – Modelo 2

Lista de Acrónimos e Abreviaturas

AFN – Autoridade Florestal Nacional

CELPA – Associação da Indústria Papeleira

DEF – Departamento de Engenharia Florestal

DGF – Direcção-Geral das Florestas

DGRF – Direcção-Geral dos Recursos Florestais

IFN – Inventário Florestal Nacional

IGeoE – Instituto Geográfico do Exército

IGP – Instituto Geográfico Português

INE – Instituto Nacional de Estatística

ISA – Instituto Superior de Agronomia

FAO – *Food and Agriculture Organization* das Nações Unidas

MADRP - Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas

MDT – Modelo Digital do Terreno

NWCG – National Wildfire Coordinating Group

PIB – Produto Interno Bruto

PNDFCI – Plano Nacional de Defesa da Floresta Contra Incêndios

I Introdução

1.1 ENQUADRAMENTO

1.1.1 Os incêndios florestais

Os incêndios são o agente mais importante de alteração do uso do solo em Portugal, fazendo desde sempre parte dos ecossistemas florestais da região mediterrânica (Pereira & Santos, 2003; Nunes *et al.*, 2005; González *et al.*, 2006; Vélez, 2006; FAO, 2007; Pereira *et al.*, 2010).

Portugal tem um clima temperado, de influência mediterrânica, caracterizado por Verões quentes e secos e Invernos frescos e húmidos. São comuns, áreas de topografia muito acidentada, em que a vegetação natural é normalmente perenifólia, resistente à seca e com características pirófitas. Este tipo de condições ambientais faz com que o país seja susceptível à ocorrência de incêndios, tendência que tem vindo a ser reforçada nas últimas quatro a cinco décadas, devido a mudanças demográficas e socio-económicas. Ocorreu uma diminuição da população em zonas rurais, conduzindo ao abandono rural, à diminuição dos efectivos de gado e a uma redução do consumo de combustíveis vegetais, quer por pastoreio, quer por recolha para produção doméstica de energia ou para fertilização de campos agrícolas (Silva, 1990; Rego, 1992; Pereira & Santos, 2003; Nunes *et al.*, 2005; DGRF, 2007a; Ribeiro, 2008). Áreas com produtividade agrícola marginal foram arborizadas criando grandes manchas contínuas de resinosas, ou abandonadas ao processo ecológico de sucessão secundária, convertendo-se em florestas e matagais (Pyne, 1995; Alexandrian, 1999; Moreno, 1999; Pausas & Vallejo, 1999; Pereira & Santos, 2003; Nunes *et al.*, 2005; Ribeiro 2008). Estas alterações de uso e coberto do solo provocaram um aumento da conectividade de manchas de vegetação com elevadas cargas de combustível, gerando paisagens mais vulneráveis à propagação ininterrupta de grandes incêndios (Lepart & Debussche, 1992; Pereira & Santos 2003).

As consequências florestais motivadas pelos incêndios têm um conjunto de efeitos imediatos para os proprietários afectados. Causam perturbação em todo o sector florestal, alterando drasticamente os fluxos actuais e futuros dos bens e serviços produzidos nas e pelas florestas. Alteram o ritmo e as necessidades de trabalho, inibindo o investimento privado na produção florestal (lenhosa), particularmente nas espécies de ciclo mais longo, como o pinheiro bravo ou folhosas madeireiras. Os incêndios florestais têm grandes efeitos a nível ambiental, alterando a estrutura vegetal e respectiva biodiversidade, como ao nível

social, sendo estes efeitos de dimensão directamente proporcional às áreas afectadas (Nunes *et al.*, 2005; Zedler & Rego, 2006; Pereira *et al.*, 2010).

A área ardida anualmente em Portugal, tem aumentado consideravelmente ao longo dos últimos 28 anos. A média anual dos últimos oito anos está acima dos 150 mil hectares (Figura 1) e o número de ocorrências de incêndios é, também extraordinariamente elevado, situando-se numa média de 25000 por ano (European Commission, 2009). O número de fogos não está correlacionado com a área ardida, pois os grandes incêndios são relativamente poucos, estando concentrados num reduzido número de dias com condições meteorológicas muito favoráveis à propagação do fogo. Esta tendência para o aumento da área ardida e do número de ocorrência de incêndios, verifica-se apesar de cada vez se investir mais em meios materiais e humanos no combate aos incêndios, bem como na vigilância e na prevenção, incluindo a realização de planos de ordenamento, campanhas públicas de sensibilização e a implementação de legislação mais restritiva no que se refere às actividades susceptíveis de causar incêndios (Pereira *et al.*, 2010).

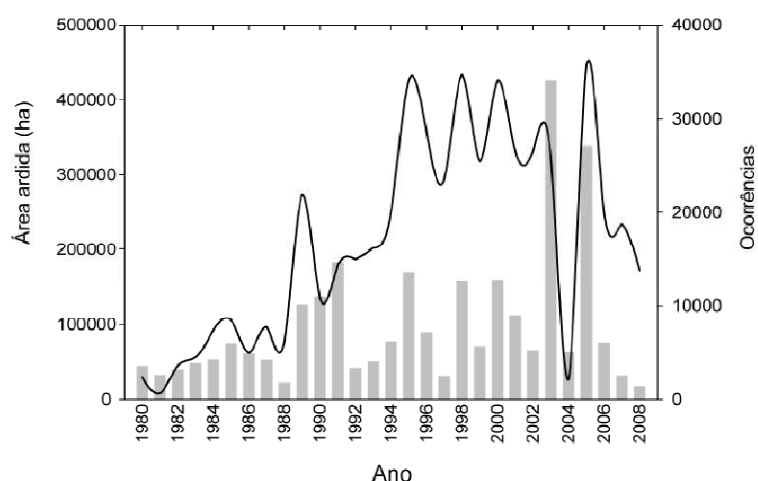


Figura 1 Área ardida (barras) e número de ocorrências (curva) de fogos florestais em Portugal (AFN; Pereira *et al.*, 2010).

1.1.2 A Floresta Portuguesa

A expansão da área florestal até meados do século XX deveu-se ao aumento da área ocupada por pinheiro bravo e de montado de sobro (Figura 2). Coincidiu com o crescimento da procura de matérias-primas para a indústria e com o aumento da emigração rural para as cidades e estrangeiro. A partir da década de 60 do século XX, ocorreu a expansão da área de eucalipto, devido ao aumento da procura por papel e com o uso de técnicas avançadas de silvicultura (Alves *et al.*, 2007).

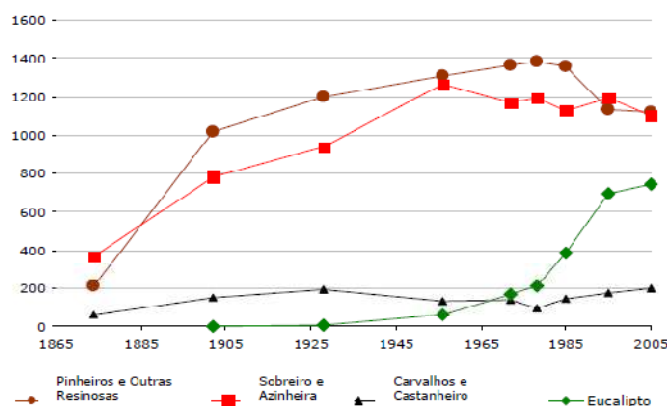


Figura 2 Evolução da ocupação florestal em Portugal Continental (10^3 ha) (MADRP 2006).

Segundo o último Inventário Florestal Nacional (DGRF, 2007b), as áreas florestais representam cerca de 38,4% do território nacional, ocupando uma área de 5,3 milhões de hectares (3,4 milhões representam floresta e 1,9 milhões são matos) em Portugal Continental (Pereira *et al.*, 2007). Verificou-se um aumento de 63 mil hectares da área de floresta entre 1995/98 e 2005/06 (Figura 3).

A floresta é o sector que apresenta um dos mais elevados potenciais de desenvolvimento, com reflexos muito importantes na economia nacional, como também nos serviços ambientais e sociais que presta (DGRF, 2007a; Ribeiro, 2008). O sector florestal representa cerca de 10% das exportações, cerca de 3,2% do PIB e 12% do PIB industrial (DGRF, 2007a; Ribeiro, 2008). A floresta também está associada a distintas actividades com menor representatividade económica, tais como, a caça, a produção de mel e pesca, ou mais dificilmente quantificáveis, como por exemplo, diversidade biológica, qualidade do solo, quantidade e qualidade da água, redução do risco de cheias a jusante, sequestro de carbono, paisagem (DGRF, 2007a).

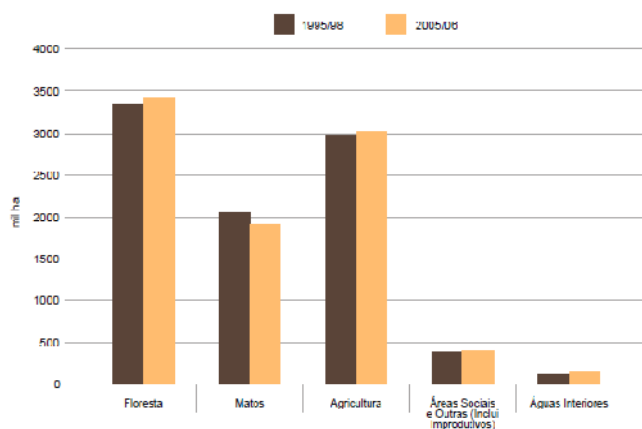


Figura 3 Distribuição da Área por Uso do Solo, em Portugal Continental (DGRF 2007b, CELPA 2009).

Em 2005/06 verificou-se um aumento em todos os usos do solo em relação a 1995/98 com a excepção dos matos.

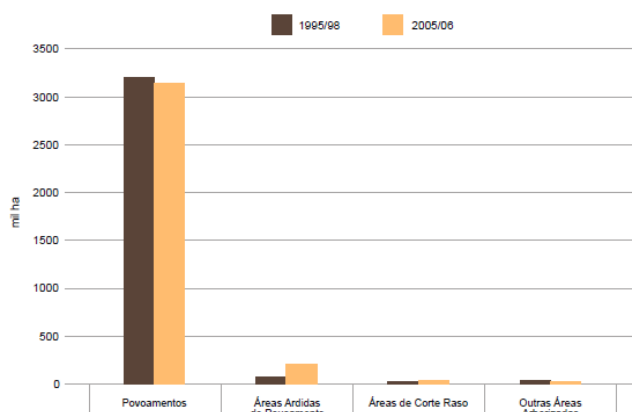


Figura 4 Distribuição da Área por Tipo de Floresta, em Portugal Continental (DGRF 2007b, CELPA 2009).

Em relação ao tipo de floresta, houve uma diminuição de 64 mil hectares na área de povoamentos e um aumento de 134 mil hectares de áreas ardidas de povoamentos, como consequência dos grandes incêndios ocorridos em 2003 e 2005 (Figura 4 e Quadro 1)

Quadro 1 Distribuição da Área de Floresta por Tipo e Espécie Dominante, em Portugal Continental (Un. 1000 ha) (DGRF 2007b, CELPA 2009).

Espécies Florestais		Puros		Mistos		Total	
		1995/98	2005/06	1995/98	2005/06	1995/98	2005/06
Pinheiro Bravo	<i>Pinus pinaster</i>	730,4	541,7	245,7	168,9	976,1	710,6
Eucalipto	<i>Eucalyptus spp.</i>	573,2	560,9	98,9	85,8	672,1	646,7
Sobreiro	<i>Quercus suber</i>	592,3	591,7	120,5	145,0	712,8	736,7
Azinheira	<i>Quercus rotundifolia</i>	387,3	320,5	74,3	67,8	461,6	388,3
Carvalhos	<i>Quercus spp.</i>	76,3	75,4	54,66	42,5	130,9	117,9
Pinheiro Manso	<i>Pinus pinea</i>	48,1	53,5	29,5	30,4	77,6	83,9
Castanheiro	<i>Castanea sativa</i>	31,9	24,1	8,6	4,1	40,5	28,2
Outras Folhosas		63,2	70,6	38,8	26,2	102,0	96,8
Outras Resinosas		21,4	12,0	5,9	2,2	27,3	14,2
Outras Formações Lenhosas e Diversas		-	3,4	-	14,6	-	18,0
Povoamentos Jovens		-	-	-	-	-	295,5
Áreas Ardidas de Povoamento		-	-	-	-	79,3	213,3
Áreas de Corte Raso		-	-	-	-	27,5	41,1
Outras Áreas Arborizadas		-	-	-	-	41,4	21,2
Total		2524,1	2253,8	676,8	587,5	3349,1	3412,4

Os povoamentos florestais representam cerca de 92% da área florestal arborizada (3,41 milhões de hectares), sendo o sobreiro a espécie florestal que ocupa maior área de povoamentos florestais, cerca de 22,6%, seguida pelo pinheiro bravo com 20,8%. O eucalipto é a terceira espécie mais representativa em termos de área, ocupando 20,6% da área de povoamentos florestais, seguida pela azinheira com 12,4%, outras folhosas com 7,7%, outras resinosas com 3,1%. Os povoamentos jovens representam 9,4% dos povoamentos florestais (DGRF, 2007b). A Figura 5 demonstra a distribuição das principais espécies em Portugal Continental, segundo o último inventário:

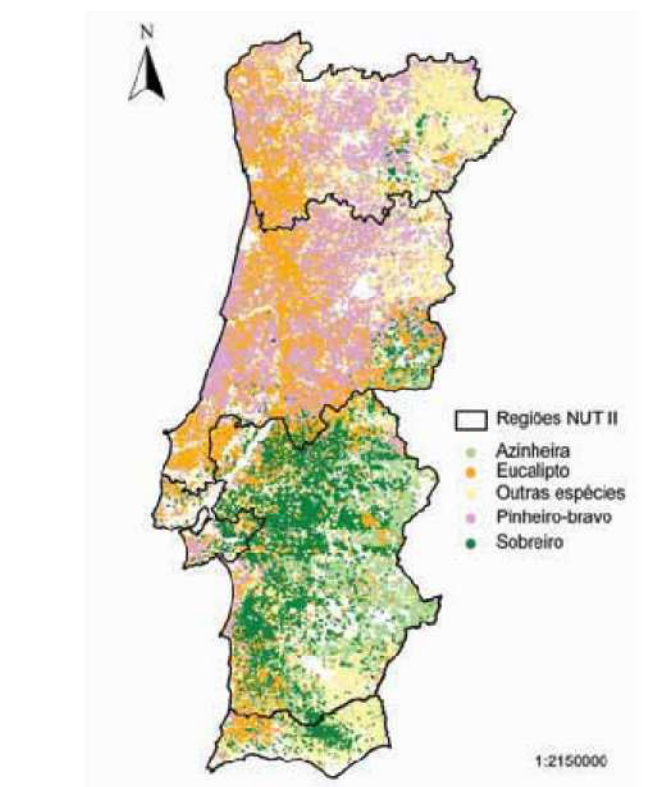


Figura 5 Área florestal por Espécie dominante em 2005/06 (DGRF 2007b, CELPA 2009).

O pinheiro bravo é uma espécie nativa, com características de pioneiro da sucessão ecológica. Durante todo o século XX, a floresta de pinheiro bravo foi em termos de área florestal a mais representativa no território nacional (Figura 2). Em termos de distribuição actual da espécie, esta corresponde à faixa litoral que vai desde as bacias do Tejo e Sado até ao rio Minho, estendendo-se para o interior nas regiões Norte e Centro (Figura 5) (Correia *et al.*, 2007; Pereira *et al.*, 2010).

Na maior parte da área de pinhal predomina a pequena propriedade florestal privada e uma cultura que percepciona a floresta como uma reserva em que não exige uma gestão activa para a sua renovação, levando a uma proliferação de vegetação espontânea (matos). Desde a década de 80 do século XX, a área ocupada por pinheiro bravo tem vindo a diminuir, este decréscimo resulta da elevada frequência e rápida recorrência de fogos que

impedem a reconstituição dos povoamentos. A Figura 6 demonstra que os povoamentos de pinheiro bravo são os mais afectados pelos incêndios florestais.

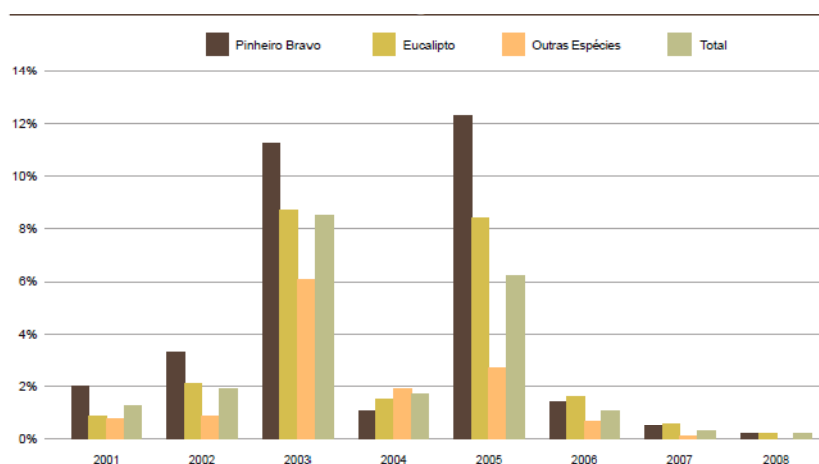


Figura 6 Percentagem de área ardida por espécie em função da área ocupada em Portugal Continental (AFN, CELPA 2009).

Os sobreiros (*Quercus suber*) são árvores características da paisagem portuguesa, assumindo particular preponderância a sul do rio Tejo (Figura 5).

O sobreiro pode integrar dois tipos de sistemas florestais (Costa & Pereira, 2007a), um sistema monofuncional designado sobreiral e um sistema multifuncional designado montado. O sobreiral, tem uma utilização florestal caracterizada por uma floresta densa, medianamente alta, com estrato arbustivo que pode ser dominado por espécies esclerófilas que não chegam a atingir o porte arbóreo. A produção de cortiça alia-se à cinegética e à apicultura. O montado representa 70% da área de sobreiro, de uso agro-florestal. Está associado muitas vezes com a azinheira (*Quercus rotundifolia*). Este tipo de sistema associa uma cultura arbórea em povoamentos de baixa densidade a uma cultura agrícola em subcoberto e a uma exploração de gado (Costa & Pereira, 2007a; Pereira *et al.*, 2010).

O eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.) é uma espécie que foi introduzida em Portugal no século XIX. Assume um papel relevante no quadro da actividade económica portuguesa, não só pela importância da área ocupada e da elevada rentabilidade da sua cultura. Dá origem a uma produção de elevado significado macroeconómico, constituindo a matéria-prima de um dos principais sectores industriais da economia do país: a indústria de pasta para papel. Tem uma participação proeminente na balança comercial externa, sendo que actualmente a exportação representa 90% e 77% das vendas de pasta e de papel, respectivamente (Alves *et al.*, 2007, Pereira *et al.*, 2010).

1.2. A INTEGRAÇÃO DA GESTÃO DO FOGO NA GESTÃO FLORESTAL

É necessária uma aproximação em que integre características ecológicas e socio-económicas para o planeamento e gestão florestal dos fogos florestais (FAO, 2007).

1.2.1. Importância

Os incêndios florestais têm grande impacto no sector florestal em Portugal, sendo indispensável a redução da extensão dos incêndios florestais. É necessário reunir esforços para se conseguir gerir áreas florestais de forma a prevenir e reduzir a ocorrência de incêndios e aumentar a eficácia do combate aos incêndios.

Em Portugal, 86% das áreas florestais são propriedade privada. As empresas florestais e industriais de grande dimensão associadas ao eucalipto ou ao montado tendem a gerir de forma eficiente os seus recursos praticando uma gestão cuidada e certificada, no entanto apesar dos esforços das associações florestais, na generalidade da floresta privada a gestão é ineficiente. Este facto associado aos conflitos entre proprietários e à divergência de interesses por parte dos mesmos é apenas mais uma dificuldade encontrada na protecção das florestas. Para além disso, o planeamento da gestão das Matas Nacionais e de Perímetros Florestais carecem de recursos que lhes permitam servir de modelo de gestão da floresta (Silva *et al.*, 2007; CELPA, 2009; Pereira *et al.*, 2010).

É difícil reduzir o número de ignições actuando na sua origem, através da educação cívica, logo é essencial reduzir a extensão da área ardida, (DGRF, 2007a; Pereira *et al.*, 2010). Neste sentido, um dos eixos estratégicos do Plano Nacional de Defesa da Floresta Contra Incêndios (PNDFCI), publicado em Diário da República nº 102 I-B Série, é o aumento da resiliência do território aos incêndios, promovendo uma gestão activa das áreas florestais, para a redução dos incêndios florestais. Este assunto é retomado na Estratégia Nacional para as Florestas (aprovada pela Resolução do Conselho de Ministros nº 114/2006) (DGRF, 2007a). A redução da área ardida decorrerá do sucesso da integração dos processos de planeamento da gestão da floresta e do fogo que actualmente se desenvolvem de forma independente, integrando no planeamento da gestão florestal considerações relativas ao risco e as medidas de prevenção e de gestão do fogo poderão ser ponderadas em função da diminuição do risco e das perdas (Borges & Uva, 2006; Pereira *et al.*, 2010).

Para reduzir a área ardida e evitar a perda de potencial económico da floresta, levando ao afastamento dos proprietários e consequente desinteresse do investimento na floresta, é necessária a existência de modelos que ajudem a avaliar e prever o risco de

incêndio e respectivos danos causados, integrando estas considerações na tomada de decisão do gestor florestal.

Existem muitos factores que influenciam a probabilidade de um incêndio atingir um povoamento florestal. O gestor, no entanto, pode controlar alguns destes factores, como por exemplo, a composição de espécies e a estrutura do povoamento. Esta informação deve estar disponibilizada por inventários florestais, permitindo a construção de um modelo de risco útil ao planeamento florestal. Desta forma permite ao gestor melhores tomadas de decisão (González *et al.*, 2006). Os factores não controláveis pelo gestor devem ser integrados no modelo, como por exemplo a topografia e o clima, como também factores relacionados com a actividade humana, como a densidade populacional, distância às estradas, o tipo de uso do solo. Estudos anteriores demonstram a importância destes factores na distribuição e ocorrência de incêndios florestais.

1.2.2. Definição de conceitos

É necessário definir alguns conceitos relativamente ao risco de incêndio. A FAO define o **risco de incêndio** como “probabilidade de começar o incêndio determinado pela presença e actividade de qualquer agente. Segundo Chuvieco *et al.* (2010), a probabilidade de ocorrência de incêndio é o potencial de ocorrer ignição ou de se propagar, considerando duas fontes de ignição: natural ou humana. Sendo esta última definição a utilizada neste trabalho. A probabilidade de ocorrência de incêndio pode ser analisada como resultado da conjugação dos factores de risco que conduzem a uma maior possibilidade de ocorrência de incêndio causal (natural ou humano)”. O perigo de incêndio, por outro lado, é definido considerando “factores variáveis ou fixos que determinam a facilidade de ignição, taxa de propagação, dificuldade de controlo e impacto do fogo; muitas vezes expresso como um índice” (<http://www.fao.org/forestry/site/firemanagement/en/>). Há uma aceitação global desta definição entre inúmeras organizações internacionais (NWCG, 1995; Hardy, 2005; NWCG, 2005). Outros autores afirmam que risco de incêndio é a união entre ignição e perigo de incêndio (Chuvieco & Congalton, 1989).

1.2.3. Revisão bibliográfica.

A importância de conhecer as características e os factores que determinam o risco de incêndio é amplamente reconhecido. Muitos estudos concentram-se em factores não controláveis pelos gestores florestais, nomeadamente:

- Clima (Andrews, 1986; Piñol *et al.*, 1998; Brillinger *et al.* 2004; Preisler *et al.*, 2004; Finney, 2005; Preisler & Westerling, 2005; Lozano *et al.* 2008; Chuvieco *et al.*, 2010);
- Topografia (Farris *et al.*, 2000; Pereira & Santos, 2003; Preisler *et al.*, 2004; Finney, 2005; Carreiras & Pereira, 2006; Dickson *et al.*, 2006; Hernandez-Leal, 2006; González *et al.*, 2006; Lozano *et al.*, 2008; Chuvieco *et al.*, 2010; Botequim *et al.*, submetido b); Marques *et al.*, submetido a); Marques *et al.*, submetido b));
- Actividade humana (Aranha & Gonçalo, 2001; Koutsias *et al.*, 2002; Pereira & Santos, 2003; Mercer & Prestemon, 2005; Dickson *et al.*, 2006; Lozano *et al.*, 2008; Martinez *et al.*, 2004; Mermoz *et al.*, 2005; Carreiras & Pereira, 2006; Preisler & Westerling, 2007; Vilar *et al.*, 2008; Chuvieco *et al.*, 2010).

Alguns autores evidenciam a importância que o clima tem na ocorrência e severidade dos incêndios independentemente do tipo de combustível (Agee, 1997; Bessie & Johnson, 1995; Keeley & Fotheringham, 2003; Moritz, 2003; Moritz *et al.*, 2004). No entanto muitos autores verificaram o impacto que o tipo de coberto e a carga de combustível tem ao nível da probabilidade de ocorrência de incêndio (Velez, 1990; Cumming, 2001; Ceccato *et al.*, 2002; Pollet, 2002; Castro *et al.*, 2003; Loehle, 2004; Agee & Skinner, 2005; Nunes *et al.*, 2005; Dickson *et al.*, 2006; Godinho-Ferreira *et al.*, 2006; Bajocco & Ricotta, 2008; Fernandes & Rigolot, 2007; Moreira *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2009; Botequim *et al.*, submetido b); Marques *et al.*, submetido a); Marques *et al.*, submetido b)) podendo ser manipulados pelos gestores florestais de forma a reduzir o risco de incêndio. De acordo com Fernandes *et al.* (2006), a probabilidade de ocorrência de incêndio depende principalmente das práticas de gestão do que do tipo de coberto.

Em Portugal foram efectuados trabalhos que visam a caracterização e a compreensão dos factores que determinam a ocorrência de incêndios florestais. Muito do que está desenvolvido a nível nacional para integrar os vários factores de risco é realizado através da produção de Cartografia de Risco de Incêndio com recurso a Sistemas de Informação Geográfica, concentrando a maior parte dos esforços na predição do risco de incêndio global (Pereira & Santos, 2003; Carreiras & Pereira, 2006; Freire *et al.*, 2002; IGP 2004).

Outros estudos concentram-se na caracterização da ocorrência e risco de incêndio florestal (Catry *et al.*, 2007; Marques *et al.*, submetido a)). Investigações anteriores mostram que os incêndios em Portugal são selectivos relativamente a diferentes tipos de coberto florestal (Moreira *et al.*, 2001; Moreira *et al.*, 2009; Nunes *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2009). Alguns trabalhos foram efectuados para avaliar o risco de incêndio em que consideram os diversos tipos de cobertos florestais (Godinho-Ferreira *et al.*, 2006; Nunes *et al.*, 2005; Moreira *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2009).

Reduzidos investigação se tem concentrado na modelação e previsão especificamente do risco de incêndio. Existem trabalhos desenvolvidos no âmbito da determinação da probabilidade de ocorrência de ignição com base em variáveis topográficas e uso do solo (Catry *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2001). Foram realizados estudos que determinam a probabilidade de ocorrência de incêndios para povoamentos puros e regulares de pinheiro bravo (Marques *et al.*, *submetido b*) e para povoamentos puros e regulares de eucalipto (Botequim *et al.*, *submetido b*) incorporando variáveis biométricas, a biomassa arbustiva e variáveis topográficas. No entanto o único trabalho conhecido que incorpora variáveis biométricas e variáveis topográficas para determinar a probabilidade de ocorrência de incêndio em povoamentos puros e mistos, regulares e irregulares foi desenvolvido por González *et al* (2006), para povoamentos florestais na Catalunha.

1.2.4. Objectivos

Este trabalho vem no seguimento do trabalho realizado de modelação da probabilidade de ocorrência de incêndios para povoamentos puros e regulares de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) (Marques *et al.*, *submetido b*) e para os povoamentos puros e regulares de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) (Botequim *et al.*, *submetido b*), desenvolvidos no âmbito do mesmo projecto PTDC/AGR-CFL/64146/2006 “Decision support tools for integrating fire and forest management planning”. O objectivo deste trabalho é a construção de um modelo de que permita prever a probabilidade de ocorrência de incêndio de povoamentos florestais de diversas espécies em composições puras ou mistas e em estruturas regulares e irregulares (folhosas, resinosas, eucalipto, sobreiro e azinheira). Incorporação no modelo de variáveis biométricas, uma variável relacionada com a biomassa presente no subcoberto, como também variáveis climáticas, topográficas e relacionadas com a actividade humana, permitindo uma melhor predição da probabilidade de ocorrência de incêndio. Ao contrário do trabalho desenvolvido por González *et al.* (2006), considerou-se que ocorreu crescimento entre a data de inventário e a data de incêndio. Para tal, determinou-se as características do povoamento à data da ocorrência do incêndio através da simulação do crescimento das variáveis biométricas e da biomassa da vegetação arbustiva do povoamento, desde a data de inventário até à data de incêndio. Este modelo incorpora parcelas de árvores adultas e parcelas de árvores jovens.

II Material e Métodos

Este capítulo expõe a metodologia adoptada na construção de um modelo que permita prever a probabilidade de ocorrência de incêndio para povoamentos florestais. Em termos gerais, esta metodologia segue os passos ilustrados na Figura 7.

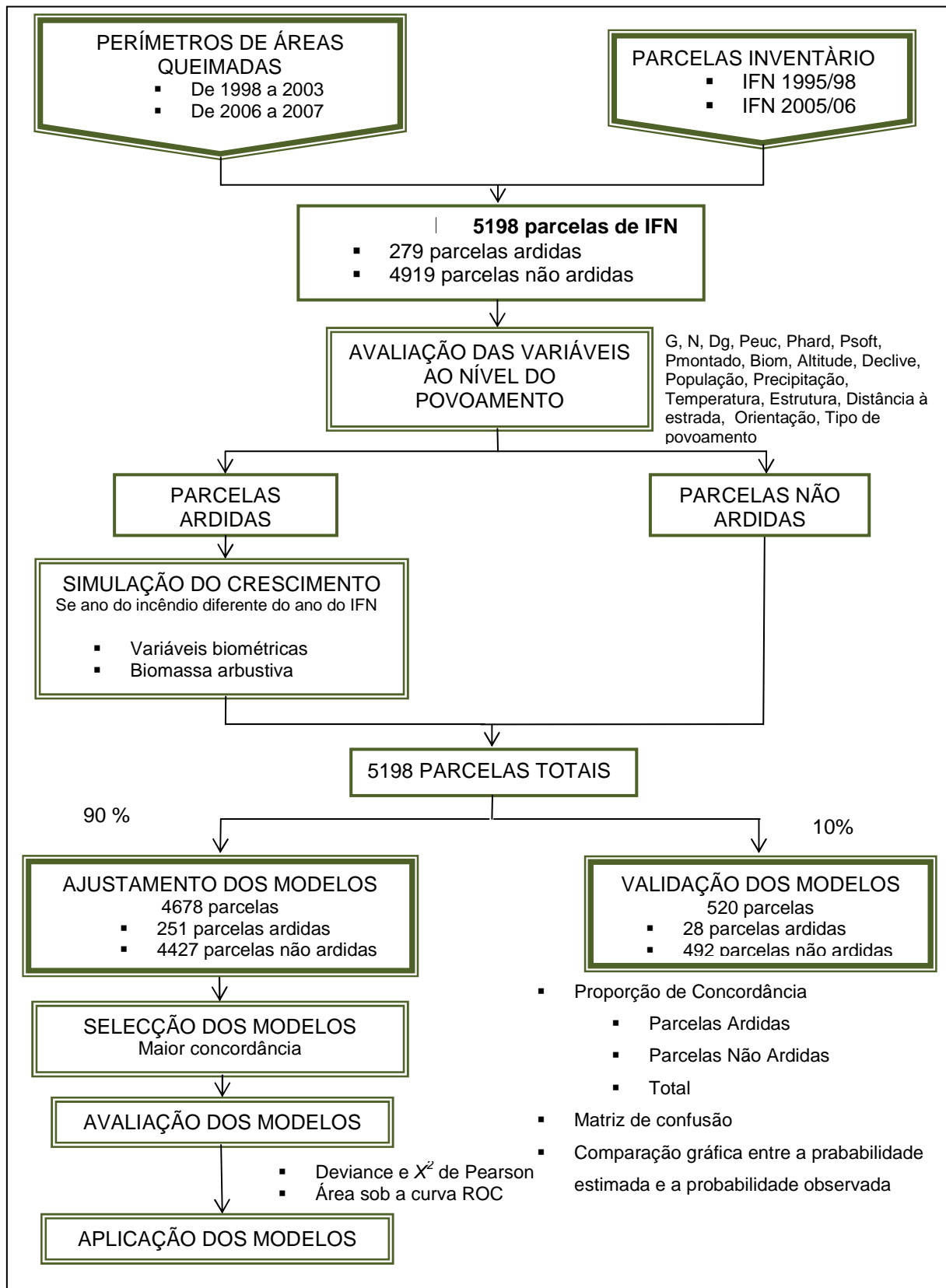


Figura 7 Fluxograma da metodologia utilizada na construção do modelo de probabilidade de ocorrência de incêndio.

2.1 RECOLHA DE DADOS

2.1.1 Perímetros das áreas queimadas

A análise descritiva da ocorrência de incêndios florestais em Portugal é baseada na informação histórica para um período de 33 anos (1975 a 2007). A cartografia das áreas ardidas foi obtida através da classificação semi-automática de imagens de alta resolução de detecção remota a partir de imagens de Landsat Multi-Spectral Scanner (MSS), Landsat Thematic Mapper (TM), and Landsat Enhanced TM+). Foi identificado para este período um total de 35198 perímetros de incêndio com áreas iguais ou superiores a 35 hectares no período de 1975 a 1984 e áreas iguais ou superiores a 5 hectares a partir de 1985. A cartografia de análise foi realizada pelo Laboratório de Detecção Remota do Instituto Superior de Agronomia.

Cruzou-se com recurso a ferramentas do software *ArcGis* 9.3 os perímetros das áreas ardidas com as parcelas de inventário da 3ª Revisão do Inventário Florestal Nacional (DGF, 2001) e as parcelas de inventário da 5ª Revisão do Inventário Florestal Nacional (DGRF, 2007b). Para a análise da probabilidade de ocorrência de incêndio seleccionaram-se dois períodos para o estudo 1998-2003 e 2006-2007 após a realização da 3ª e da 5ª Revisão do Inventário Florestal Nacional, respectivamente.

2.1.2 Parcelas de inventário

2.1.2.1 Inventário Florestal Nacional

As parcelas de inventário florestal utilizadas na modelação da probabilidade de ocorrência de incêndio foram obtidas da 3ª Revisão do IFN realizado no período entre 1995 e 1998 (DGF, 2001) e da 5ª Revisão do IFN realizado no período de 2005/06 (DGRF, 2007b).

No âmbito da 3ª Revisão do IFN (DGF, 2001) foram medidas 2336 parcelas de inventário, distribuídas por nove tipos de povoamentos florestais. Os levantamentos de campo foram realizados de acordo com uma metodologia baseada em parcelas de amostragem. Foi efectuado para cada parcela um conjunto de medições e observações de acordo com um protocolo de campo previamente estabelecido. A recolha de dados de campo foi efectuada através de parcelas compostas por três círculos concêntricos (com o mesmo ponto central):

- Primeiro círculo com uma área de 250 m² em que foram medidas todas árvores com diâmetro à altura do peito (*dap*) igual ou superior a 7,5 cm (5 cm no caso de árvores de eucalipto) e inferiores a 17,5 cm;
- Segundo círculo com 500 m² em que foram medidas todas as árvores com $17,5 \leq dap \leq 27,5$ cm;
- Terceiro círculo com 1000 m² em que foram medidas todas as árvores com *dap* superior a 27,5 cm. No caso das parcelas de sobreiro e azinheira as parcelas de amostragem têm uma área de 2000 m².

No âmbito da 5ª Revisão do IFN (DGRF, 2007b), o inventário de 12258 parcelas está distribuído por seis classes de uso/ocupação do solo: Área social, águas interiores, floresta, improdutivo, incultos e agricultura. Das 6897 parcelas de áreas florestais, 5267 correspondem a povoamentos florestais. A recolha de dados de campo foi realizada através de parcelas circulares com 500 m² e parcelas de 2000 m² no caso de povoamentos de sobreiro e azinheira.

Para ambos os inventários (DGF, 2001; DGRF, 2007b) foi realizada uma avaliação quantitativa das árvores menores do povoamento – árvores de diâmetro à altura do peito (*d*) inferior a 7,5 cm (ou 5,0 cm, no caso do eucalipto). Considerou-se somente as árvores em bom estado vegetativo. A metodologia utilizada foi a seguinte:

- a) As árvores menores foram contadas para uma área de 50 m², distribuída por cinco círculos de 10 m², dispostos em cruz segundo os pontos cardeais, sendo que o centro do primeiro círculo coincide com o da parcela e o centro dos restantes afastados 10 metros da parcela;
- b) Em cada círculo, consideraram-se duas classes de diâmetro à altura do peito, uma com diâmetro inferior a 5 cm e outra com diâmetro igual ou superior a 5 cm, mas inferior a 7,5 cm;
- c) No caso de povoamentos de sobreiro ou azinheira, a avaliação da existência de regeneração é feita numa área de 200 m², distribuída por cinco círculos de 40 m² dispostos em cruz, segundo os pontos cardeais, sendo o centro do primeiro círculo coincidente com o da parcela e o centro dos restantes afastados 15 metros da parcela.

Ambos os Inventários Florestais Nacionais incluem variáveis que descrevem a estrutura vertical e composição das florestas de Portugal Continental (DGF, 2001; DGRF, 2007b). A avaliação de campo do inventário descreve a composição florestal e estrutura vertical que consiste na percentagem de coberto estimado por espécies ou por grupos de

espécies por classe de altura. Foram consideradas sete classes de altura, <0,5 m, 0,5-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4-8, 8-16 m e >16 m.

2.1.2.2 Selecção das parcelas de inventário

Cruzou-se em ArcGis 9.3 os perímetros de áreas queimadas dos períodos seleccionados com as parcelas de inventário. Deste cruzamento resultaram 364 parcelas ardidas, pertencendo 302 parcelas ao período de incêndios de 1998 a 2003 e 62 parcelas ao período de 2006 a 2007.

Foi realizada uma análise aprofundada às parcelas de ambos os inventários com o intuito de se seleccionarem as parcelas ardidas e não ardidas que serão *á posteriori* utilizadas na construção dos modelos.

Do total das 364 parcelas ardidas foram eliminadas da modelação 85 parcelas:

- a) Eliminaram-se os bosquetes, clareiras, parcelas que sofreram corte ou que não contém informação ao nível da árvore;
- b) Retirou-se as parcelas que não tinham informação relativa à estrutura do povoamento;
- c) Para as parcelas ardidas em que o ano do incêndio e o ano do IFN eram diferentes, eliminaram-se as parcelas de espécies em que não existe modelos de simulação de crescimento, dado não ser possível determinar o valor das suas variáveis biométricas no ano de incêndio;
- d) Excluíram-se as parcelas (parcelas puras e regulares de eucalipto e pinheiro) que não continham informação relativa a idade, sendo esta esta variável necessária à simulação do crescimento.

Por fim, obteve-se um total de 279 parcelas ardidas, das quais 200 parcelas ardidas pertencem ao IFN 1995/98 e 79 parcelas ao IFN 2005/06.

Relativamente às parcelas não ardidas, numa fase inicial existiam 2034 parcelas não ardidas pertencentes ao IFN 1995/98 e um total de 5267 parcelas não ardidas pertencentes ao IFN 2005/06. Foi realizada uma análise aprofundada destas parcelas:

- a) A selecção das parcelas não ardidas foi efectuada de forma semelhante às parcelas ardidas;
- b) Excluíram-se as parcelas que sofreram limpeza de matos;
- c) Eliminaram-se as parcelas que tinham biomassa arbustiva superior a 30 ton/ha.

- d) Retiraram-se as parcelas de povoamento adulto com somente uma árvore, tal como as parcelas de árvores jovens que também só tinham uma árvore jovem.

Por fim, contabilizou-se 4919 parcelas não ardidas, sendo 654 parcelas pertencentes ao IFN 1995/98 e 4265 pertencentes ao IFN 2005/06. Em suma, totalizaram-se 5198 parcelas ardidas e não ardidas pertencentes a ambos os inventários.

Dado que no grupo de parcelas para modelação, se encontravam parcelas ardidas cujo ano de inventário é diferente do ano de incêndio, surgiu a necessidade de simular o crescimento das variáveis do povoamento desde do inventário até à data de incêndio, recorrendo a modelos de crescimento disponíveis para cada espécie.

No Quadro 2 estão representadas as parcelas ardidas seleccionadas por cada tipo de coberto florestal e estrutura do povoamento, acompanhado da indicação do número de parcelas em que foi necessário simular crescimento das variáveis do povoamento.

Quadro 2 Número de parcelas ardidas para cada tipo de coberto florestal e estrutura do povoamento com indicação do número de parcelas em que foi necessário simular crescimento.

Composição /Estrutura do povoamento	Nº de parcelas ardidas	Nº de parcelas simuladas
<i>Eucalyptus</i> puro e regular	108	61
<i>Eucalyptus</i> puro irregular ou misto	12	6
<i>Pinus pinaster</i> puro e regular	65	51
<i>Pinus pinaster</i> puro e irregular	39	31
<i>Pinus pinaster</i> misto	14	8
<i>Pinus pinea</i> puro e regular	1	1
<i>Pinus sylvestris</i> puro e regular	1	1
<i>Quercus robur</i> puro e regular ou misto	4	0
<i>Quercus rotundifolia</i> puro	6	2
<i>Quercus pyrenaica</i> puro e regular ou misto	4	1
<i>Quercus suber</i> puro	21	21
<i>Quercus suber</i> misto	4	4
Nº total de parcelas	279	187

2.1.2.3 Avaliação das variáveis ao nível do povoamento

2.1.2.3.1 Variáveis biométricas

Realizou-se o cálculo das várias variáveis biométricas com base nas Bases de Dados desenvolvidas para cada um dos inventários. Homogeneizou-se a informação contida

em ambas as bases de dados, visto a amostragem nas parcelas de inventário ter sido realizada de maneira distinta (metodologia descrita no sub.capítulo 2.1.2.1.), e as variáveis medidas em ambos os inventários não serem iguais.

Ao nível da parcela foram estimados os seguintes parâmetros: (por unidades de medida, bem como a sigla utilizada para cada parâmetro)

- Área basal;
- Número de árvores;
- Diâmetro quadrático médio;
- Área basal para as parcelas de árvores jovens;
- Número de árvores para as parcelas de árvores jovens;
- Proporções de espécie ou agrupamento de espécies.

2.1.2.3.1.1 Área basal por hectare

A área basal de um povoamento ou parcela é a soma das áreas basais das árvores individuais e posteriormente estendido ao hectare.

$$G = \sum \frac{\pi}{4} \cdot d^2 \times \frac{10000}{Área_{parc}} \quad [1]$$

onde G é a área basal em m^2/ha e o d o diâmetro em metros medido a 1,30m do solo (DAP).

Para as parcelas do IFN 1995/98 o cálculo da área basal do povoamento foi efectuado, devido ao facto de a amostragem se ter realizado através de parcelas concêntricas, utilizando a Equação 2. Para fazer a generalização ao hectare neste tipo de parcelas, tem de se considerar separadamente cada parcela, somando-se posteriormente os valores por hectare correspondentes a cada uma delas:

$$G = Gp1 \frac{10000}{Ap1} + Gp2 \frac{10000}{Ap2} + Gp3 \frac{10000}{Ap3} \quad [2]$$

onde Ap_i e Gp_i indicam, respectivamente, a área da parcela p_i e o valor da área basal na parcela.

Para efeitos da modelação da probabilidade de ocorrência de incêndio utilizou-se a área basal sem cortiça (Gu) para as parcelas que contém árvores de sobreiro. Para o cálculo da área basal sem cortiça foi necessário calcular a espessura da cortiça (mm), visto esta variável não ter sido medida nas parcelas do IFN 1995/98.

Com base numa adaptação das equações desenvolvidas por Tomé *et al.* (2001), Tomé (2004), Tomé *et al.* (2007c), Almeida & Tomé (2008), calculou-se a espessura da cortiça para as árvores que tenham sofrido descortiçamento, com base nas seguintes equações (Quadro 3):

Quadro 3 Equações utilizadas na estimação do diâmetro sem cortiça.

	Equação	
Diâmetro sem cortiça (Virgens)	$du = -1,5276 + 0,8321dap$	[3]
Índice de Crescimento médio para cada concelho	$cgm = 16,0029 + 0,164 ndprec$ $- 0,1115 ndgeada$	[4]
Espessura cozida em função da espessura em anos completos	$cttc = \frac{cgm \times tc}{-0,1396 + 0,8459 tc}$	[5]
Espessura da cortiça (calibre) no ano t na árvore	$ct = \frac{cttc}{1,126}$	[6]
Diâmetro à altura do peito sem cortiça	$du = dap - 2 \frac{ct}{10}$	[7]

du – diâmetro sem cortiça à altura do peito (cm); *dap* – diâmetro à altura do peito (cm); *cgm* – índice de crescimento da cortiça médio para o concelho; *ndprec* – número de dias com precipitação no concelho; *ndgeada* – número de dias com geada no concelho; *cttc* – calibre da cortiça em função da espessura em anos completos (mm); *tc* – número de anéis completos da cortiça (anos); *ct* - espessura da cortiça (calibre) no ano *tc* na árvore (mm).

A equação [3] estima o diâmetro à altura do peito sem cortiça para as árvores virgens, as restantes equações [4], [5], [6], [7], estimam o diâmetro à altura do peito sem cortiça para as árvores que já foram descortiçadas. Após a estimação do diâmetro sem cortiça (*du*) para todas as árvores de sobreiro, calculou-se a área basal sem cortiça com base na equação [1] e [2].

No cálculo desta variável não se teve em consideração as árvores jovens presentes no subcoberto do povoamento.

2.1.2.3.1.2 Densidade do povoamento

A densidade do povoamento (*N*) foi obtida por contagem do número de árvores por parcela e posterior extensão para o hectare. No caso das parcelas do IFN 1995/98 realizou-se o cálculo do número de árvores por hectare aplicando a Equação 2, para o número de árvores de cada parcela concêntrica. No cálculo desta variável não se teve em consideração o número de árvores jovens presentes no subcoberto do povoamento.

2.1.2.3.1.3 Diâmetro quadrático médio

O diâmetro quadrático médio para cada parcela foi calculado do seguinte modo:

$$Dg = 100 \sqrt{\frac{4 \times G}{\pi \times N}} \quad [8]$$

onde G é a área basal por hectare do povoamento e N o número de árvores por hectare do povoamento.

2.1.2.3.1.6 Cálculo do N e G das parcelas de árvores jovens

Realizou-se o cálculo destas variáveis para as parcelas que não continham informação relativamente a árvores na parcela.

O cálculo do número de árvores por hectare do povoamento foi realizado através da seguinte equação:

$$N = \sum N_{classe} \times \frac{10000}{Área_{parc}} \quad [11]$$

em que N_{classe} é o número de árvores para cada classe de diâmetro e $Área_{parc}$ é a área total das parcelas onde foi realizado as medições.

Calculou-se a área seccional média a 1,30 para cada classe de diâmetro:

$$gi_{classe} = \frac{\pi}{4} d_{classe}^2 \quad [12]$$

em que d_{classe} é o valor central para cada classe de diâmetro, em metros.

A área basal do povoamento é a soma da área basal para cada classe de diâmetro, em m^2 ,

$$G = \sum gi_{classe} \times N_{classe} \quad [13]$$

2.1.2.3.2 Cálculo da biomassa arbustiva

As equações seguintes, desenvolvidas por DGF (2001) representam a metodologia que foi seguida na determinação da biomassa total da vegetação arbustiva presente no subcoberto de cada parcela à data do IFN (DGF, 2001; DGRF, 2007b):

$$Biomassa (kg. ha^{-1}) = Fitovolume \times Densidade\ aparente \quad [14] ,$$

em que

$$Fitovolume = AlturaEstrato \times PercCob \times 100 \quad [15] ,$$

onde

$$Perc \times 100 = \frac{PercCob}{100} \times Área_{Parc} \times \frac{10000}{Área_{Parc}} \quad [16]$$

$$Biom = \sum \frac{Biomassa}{1000} \quad [17]$$

em que *Biom* é a biomassa arbustiva total ao nível do povoamento (ton.ha^{-1}), o *Fitovolume* é o fitovolume arbustivo ao nível do povoamento da parcela ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$), *DensidadeAparente* é a densidade aparente (fitomassa por unidade de volume da espécie arbustiva) (Kg.m^{-3}), *AlturaEstrato* é a altura da classe de altura a que pertence a espécie arbustiva (m), *PercCob* é a percentagem de coberto da espécie arbustiva na classe de altura respectiva e a *Área_Parc* representa a área da parcela em que foram efectuadas as medições.

Realizaram-se os cálculos de biomassa arbustiva até à altura do estrato arbustivo de dois metros, segundo a metodologia desenvolvida por Fernandes *et al.* (2006).

Os valores de densidade aparente atribuídos às diferentes formações arbustivas consideradas no Inventário Florestal Nacional (DGF, 2001; DGRF, 2007b) (Quadro 4):

Quadro 4 Valores da densidade aparente para as diferentes formações arbustivas.

NomeEspécieArbustiva		Densidade Aparente (Kg.m^{-3})
Aderno/Lentisco-bastardo ¹	<i>Phillyrea latifolia</i> ou <i>Rhamnus alaternus</i> e <i>Phillyrea angustifolia</i>	1,943
Alecrim ¹	<i>Rosmarinus officinalis</i>	1,943
Aroeira/Lentisco-verdadeiro ¹	<i>Pistacia lentiscus</i>	1,943
Azevinho ¹	<i>Ilex aquifolium</i>	1,943
Carqueja ²	<i>Pterospartum tridentatum</i>	3,488
Carvalhica/Carrasco ³	<i>Quercus lusitanica</i> e <i>Quercus coccifera</i>	1,305
Catapereiro ¹	<i>Pyrus</i> spp.	1,943
Esteva ⁴	<i>Cistus ladanifer</i>	1,208
Giesta e codeço ⁵	<i>Cytisus</i> spp., <i>Genista</i> spp. ou <i>Spartium</i> spp. e <i>Adenocarpus</i> spp.	1,929
Gilbardeira ¹	<i>Ruscus aculeatus</i>	1,943
Medronheiro ⁶	<i>Arbutus unedo</i>	1,476
Sargaço ⁷	<i>Cistus salvifolius</i>	1,888
Silva ⁸	<i>Rubus</i> spp.	0,930
Tágueda ¹	<i>Dittrichia viscosa</i>	1,943
Tojo ⁹	<i>Ulex</i> spp.	3,666
Tomilho/Rosmaninho/arçãs ¹⁰	<i>Thymus vulgaris</i> e <i>Lavandula</i> spp.	1,593
Trovisco ¹	<i>Daphne gnidium</i>	1,943
Urzes ¹¹	<i>Erica</i> spp. ou <i>Calluna</i> spp.	1,947
Zimbro ¹	<i>Juniperus</i> spp.	1,943
Outras ¹²		1,943

¹ Silva et al. (2006).

² Cruz & Viegas (1998), Fernandes & Rego (1998), Fernandes *et al.* (2000), Oliveira (1998), Silva e Ribeiro (2002), Vega *et al.* (1998), Silva *et al.* (2006).

³ Fernandes & Pereira (1993), Paúl (1993), Rego *et al.* (1994), Specht (1988), Silva *et al.* (2006).

⁴ Estanislado *et al.* (1990), Fernandes & Pereira (1993), Fernandes *et al.* (2000), Rodrigues (1999), Rego *et al.* (1994), Silva & Ribeiro (2002), Silva *et al.* (2006).

⁵ Armand *et al.* (1993), Estanislado *et al.* (1990), Fernandes *et al.* (2000), Oliveira (1998), Papió & Trabaud (1991), Pereira *et al.* (1995), Silva & Ribeiro (2002), Silva *et al.* (2006).

⁶ Fernandes & Pereira (1993), Paúl (1993), Silva & Ribeiro (2002), Silva *et al.* (2006).

⁷ Armand *et al.* (1993), Fernandes & Pereira (1993), Oliveira (1998), Paúl (1993), Papió & Trabaud (1991), Rodrigues (1999), Silva & Ribeiro (2002), Silva *et al.* (2006).

⁸ Regueira *et al.* (1998), Silva *et al.* (2006).

⁹ Armand *et al.* (1993), Baesa *et al.* (1998), Cruz & Viegas (1998), Fernandes & Pereira (1993), Oliveira (1998), Paúl (1993), Regueira *et al.* (1998), Pereira *et al.* (1995), Silva & Ribeiro (2002), Vega *et al.* (1998), Silva *et al.* (2006).

¹⁰ Armand *et al.* (1993), Fernandes & Pereira, (1993), Paúl (1993), Silva e Ribeiro (2002), Specht (1988), Silva *et al.* (2006).

¹¹ Armand *et al.* (1993), Cruz e Viegas (1998b), Estanislado *et al.* (1990), Fernandes e Pereira (1993), Fernandes e Rego (1998), Fernandes *et al.* (2000), Oliveira (1998), Rego *et al.* (1994), Pereira *et al.* (1995), Silva e Ribeiro (2002), Specht (1988), Vega *et al.* (1998), Silva *et al.* (2006).

¹² DGF 2001

2.1.2.3.3. Cálculo das proporções de espécies ou agrupamentos de espécies

Determinou-se a composição do povoamento através do cálculo de proporções de espécies, expressas em percentagem (%), calculadas a partir da proporção do número de árvores por hectare da espécie ou agrupamento de espécies em relação ao número total de árvores do povoamento. De seguida estão apresentadas as espécies que compõem cada uma das proporções:

- a) Proporção de eucalipto – *Eucalyptus globulus*;
- b) Proporção de resinosas – Pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), pinheiro manso (*Pinus pinea*), pinheiro-da-casquinha (*Pinus sylvestris*), pseudotsuga (*Pseudotsuga menziesii*), outros pinheiros e outras resinosas;
- c) Proporção de folhosas – Acácia (*Acacia spp.*), amieiro (*Alnus glutinosa*), castanheiro bravo e castanheiro manso (*Castanea sativa*), freixo (*Fraxinus spp.*), carvalho negral (*Quercus pyrenaica*), carvalho roble (*Quercus robur*), medronheiro (*Arbutus unedo*) e outras folhosas;
- d) Proporção de montado – Sobreiro (*Quercus suber*) e azinheira (*Quercus rotundifolia*).

2.1.2.3.4 Variáveis topográficas, climáticas e sócio-económicas

Toda a análise espacial foi realizada utilizando sistemas de informação geográfica, mais concretamente o ArcGis 9.3.

Foram consideradas para a modelação variáveis topográficas como o declive, orientação e a altitude. A informação relativa ao declive e à orientação do povoamento foi adquirida da informação de campo de ambos os inventários. A altitude do povoamento foi obtida através do Modelo Digital do Terreno (MDT), resultado dos dados altimétricos vectoriais utilizados na produção da Séries Ortofotocartográfica Nacional à escala de 1:50000 do Instituto Geográfico Português (IGP).

Adquiriu-se informação relativa às variáveis climáticas utilizaram-se a base de dados desenvolvida por Tomé *et al.* (2006), criando-se uma *layer* apartir dessa informação, cruzando-se posteriormente com a *layer* de coordenadas das parcelas de ambos os inventários. Após a criação do mapa utilizou-se uma técnica de interpolação espacial - método dos polígonos *Thiessen* no *ArcGis* 9.3, para se obter assim os valores do número de dias com precipitação anual e a temperatura média anual para cada uma das parcelas de inventário.

Dado que 97% de todas as ignições em Portugal estão relacionadas com a presença ou actividade humana (Catry *et al.*, 2009) foi seleccionado um conjunto de variáveis relacionadas com a actividade ou presença humana.

- Número de habitantes por freguesia – Esta informação foi obtida usando a base de dados do Instituto Nacional de Estatística (INE) respeitante ao Censos 1991 (INE, 1996) para as freguesias onde pertencem as parcelas do IFN 1995/98 e ao Censos 2001 (INE, 2003) relativa ao número de habitantes da freguesia a que pertencem as parcelas do IFN 2005/06, assumindo que a população não se alterou ao longo dos 5 anos para cada sub-período;
- Distância às estradas – Criou-se um *buffer* de 1 quilómetro em torno das estradas no mapa das Estradas de Portugal S.A. e a rede viária do Instituto Geográfico do Exército (IgeoE) obtendo-se um *layer* com a distribuição da área de estudo por classes de proximidade às estradas (distância à estrada superior a 1 km e distância inferior a 1 km), assumindo-se que a distância às estradas não se alterou ao longo dos 5 anos para cada sub-período.

2.2 SIMULAÇÃO DO CRESCIMENTO

O crescimento das variáveis de povoamentos mistos, foi simulado para cada uma das espécies individualmente, visto que nenhuma das equações utilizadas na simulação do crescimento (à excepção do modelo SUBER), simular crescimento de povoamentos mistos. O cálculo da variável ao nível do povoamento (Densidade do povoamento e Área basal do povoamento) foi realizado de acordo com a proporção de cada espécie ao nível da parcela,

sendo que essas proporções foram baseadas no número de árvores de cada espécie presentes na parcela.

As equações utilizadas na simulação do crescimento das variáveis biométricas, à exceção das equações do Modelo SUBER e do GLOBULUS 3.0 estão presentes no Anexo I.

2.2.1 Variáveis biométricas

2.2.1.1 Pinheiro bravo

2.2.1.1.1 Povoamentos de Pinheiro bravo puro e regular

Simulou-se o crescimento das parcelas puras e regulares, com base nas equações de um modelo de crescimento existente para o Pinhal de Leiria – DUNAS - desenvolvidas por Falcão em 1997. Calculou-se o índice de qualidade da estação, para uma idade padrão de 50 anos (Falcão, 1997). Assumiu-se que não houve alteração do número de árvores por hectare (N) entre a data do inventário e a data de incêndio.

2.2.1.1.2 Povoamentos Mistos e Irregulares de Pinheiro bravo

Simulou-se o crescimento das parcelas puras e irregulares e parcelas mistas, com base num modelo de crescimento e produção desenvolvido para povoamentos de estrutura irregulares para o Concelho de Oleiros (PBIRROL) elaborado por Alegria (2004). Para simular o crescimento da árvore individual utilizou-se um modelo de crescimento independente da distância, que simula o crescimento anual da árvore individual. Tanto para as parcelas puras, como para as parcelas mistas, assumiu-se que não houve alteração do número de árvores por hectare (N) entre a data do inventário e a data de incêndio.

2.2.1.2 Sobreiro e Azinheira

Utilizou-se o modelo SUBER desenvolvido por Tomé *et al.* (2005), para simular as parcelas com árvores de sobreiro e azinheira. Foi necessário estimar a altura das árvores para ambas as espécies (em ambos os inventários não foram medidas as alturas totais das árvores), com base na equação de estimação da altura total em árvores dispersas desenvolvida por Tomé *et al.* (2007c), para o sobreiro (Equação 18) e para a azinheira (Equação 19):

$$h = \frac{d}{2.1124 + 0.0293d} \quad [18]$$

$$h = \frac{d}{0,8954 + 0,0449d} \quad [19]$$

onde d é o diâmetro da árvore medido a 1,30 m de altura (cm) e h é a altura total da árvore estimada.

Ao se preparar os dados para simulação, assumiu-se que a espessura da cortiça para as árvores de azinheira tomava o valor 0.

2.2.1.3 Eucalipto

2.2.1.3.1 Povoamentos puros e regulares de Eucalipto

Para os dois períodos em estudo obteve-se 108 parcelas puras e regulares de eucalipto. Destas 108 parcelas, 47 arderam no Verão de 2005, antes da data do IFN 2005/06, pelo o que se recorreu à técnica de “*reverse engineering*” (McClure, 1968; Bylin, 1982; Diéguez-Aranda *et al.*, 2003; Marques *et al.*, *submetido c*), para a reconstrução dessas parcelas, prevendo as dimensões que as árvores possuíam antes da ocorrência do incêndio. Estas parcelas são constituídas por árvores vivas, árvores mortas, árvores queimadas, cepos e cepos queimados (Quadro 5).

Quadro 5 Constituição das 47 parcelas ardidas em 2005.

	Nº de árvores
Árvores vivas	248
Árvores Mortas	206
Árvores queimadas	1307
Cepos	21
Cepos queimados	2

O diâmetro à altura do peito dos cepos e cepos queimados foi reconstituído com recurso a equação de determinação do diâmetro à altura do peito a partir do diâmetro do cepo desenvolvida por Marques *et al.* (*submetido c*)) (Equação 20),

$$d = 0,8284d_{\text{cepo}} - 0,5207 \quad [20]$$

onde d é o diâmetro à altura do peito (cm) e d_{cepo} é o diâmetro do cepo (cm).

Durante a ocorrência do incêndio os troncos das árvores perdem humidade reduzindo as suas dimensões, e a árvore apenas recupera estas perdas se sobreviver e continuar a desenvolver-se. No entanto, não existe bibliografia que fundamente este facto e, por isso, considerou-se que não houve alterações de diâmetro à altura do peito, nem perdas.

Com base nesta estimacão calculou-se o número de árvores por hectare (N), rea basal do povoamento (G) e o diâmetro quadrático médio para todas as parcelas, para posteriormente entrarem na modelaco da probabilidade de ocorrência de incêndio.

38 das 61 parcelas restantes, pertencentes ao IFN 95/98, têm mais de 9 anos de idade no ano do incêndio e a rotação tpica do eucalipto é de 12 ± 2 anos. Para se verificar se já tinha sido efectuado o corte do eucalipto aquando a data de ocorrência do incêndio, cruzou-se as coordenadas destas parcelas com imagens de satélite Landsat 5 Thematic Mapper (TM) (para um período de imagens de 1997 a 2002), cedidas pelo Laboratório de Detecção Remota DEF/ISA, para se detectar possíveis alteraces no coberto florestal. Estas imagens foram processadas em *IDRISI 32* (Eastman, 2001), associando-se na imagem três bandas espectrais (vermelho, verde e azul), correspondentes ao Infravermelho próximo, vermelho e verde respectivamente fazendo uma composico de imagem em "falsa cor". Esta composico  útil pois tem um aspecto semelhante ao das fotografias aéreas falsa cor utilizadas em fotointerpretação (Silva, 2000). Posteriormente, realizou-se a fotointerpretação utilizando a ferramenta *ArcMap* do sistema de informação geográfica *ArcGIS 9.3*, e respectiva comparação das imagens criadas, para os diversos anos até ao ano anterior à data de ocorrência de incêndio, visto estas imagens serem realizadas entre Setembro e Dezembro. Verificou-se que para as 38 parcelas de inventário não ocorreu alteraco de coberto florestal aquando a data de ocorrência de incêndio.

Por fim, simulou-se o crescimento das variáveis biométricas das 61 parcelas da data do inventário  data de ocorrência do fogo, com o modelo Globulus 3.0 desenvolvido por Tomé *et al* 2006.

2.2.1.3.2 Povoamentos mistos e irregulares de Eucalipto

Incorporou-se neste modelo as parcelas puras irregulares de eucalipto e as parcelas mistas de eucalipto. Para se obter o valor da área basal no ano do incêndio, utilizou-se as funções de crescimento não lineares desenvolvidas por Barreiro *et al.* (2004). As funções de crescimento utilizadas simulam o crescimento anual das variáveis biométricas.

Assumiu-se que não houve alteraco do número de árvores por hectare (N) entre a data do inventário e a data de incêndio.

2.2.1.4 Carvalho negral

Simulou-se o crescimento em área basal do povoamento para as parcelas puras e mistas com base na equaco desenvolvida por Carvalho (2000).

Tanto para as parcelas puras, como para as parcelas mistas, assumiu-se que não houve alteração do número de árvores por hectare (N) entre a data do inventário e a data de fogo.

2.2.1.5 Pinheiro manso

Aplicando as equações desenvolvidas por Freire (2009), simulou-se o crescimento das parcelas puras e mistas de pinheiro manso com base na equação de crescimento do diâmetro á altura do peito (sem efeitos aleatórios), assumiu-se que $indice_{1j}$ assume valor 1, isto é que o índice da qualidade da estação é médio para as respectivas parcelas simuladas.

2.2.1.6 Pinheiro silvestre

Simulou-se o crescimento da parcela pura de pinheiro-silvestre (*Pinus sylvestris*), com base nas equações desenvolvidas por Palahí *et al.* (2002). Assumiu-se que não existe alteração do número de árvores por hectare (N) entre a data do inventário e a data de fogo.

2.2.2 Biomassa da vegetação arbustiva

Nas parcelas ardidas em que o fogo não ocorreu no mesmo ano em que foi realizado o IFN, projectou-se o crescimento da biomassa total da vegetação arbustiva do subcoberto do ano do IFN ao ano em que ocorreu o incêndio florestal com base na equação preliminar (Equação 20) desenvolvida por Botequim *et al.* (2009):

$$Biom = 17,745 \times e^{-(0,085 \times t_{shrubs} + 0,004 \times G)} \quad [20]$$

onde $Biom$ é a biomassa total de matos ao nível do povoamento no ano do fogo ($\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$), t_{shrubs} é o tempo que passou desde o último fogo (anos), considerando a idade da vegetação arbustiva (anos) e G é a área basal do povoamento ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$). Todas as parcelas ardidas consideradas para simulação de crescimento de biomassa, arderam pela primeira vez no período considerado (1998 a 2003 e 2005 a 2007), logo considerou-se que a idade da biomassa arbustiva era a mesma que a idade do povoamento, considerando-se que a idade máxima da biomassa arbustiva é de 15 anos, visto atingir o seu valor máximo de biomassa para esta idade (Botequim *et al.*, 2009).

2.3 DESENVOLVIMENTO DE MODELOS PARA ESTIMAR A PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA DE INCÊNDIO

2.3.1 Variáveis explicativas

Testaram-se diversas variáveis para a modelação da probabilidade de incêndio.

Para a inclusão das parcelas de árvores jovens na modelação, sendo que este tipo de parcelas representam 9,4% dos povoamentos florestais (DGRF, 2007b), foi necessário criar uma variável Tipo de Povoamento. Esta variável indica se é um povoamento de árvores adultas ou um povoamento de árvores jovens. Neste caso considera-se povoamento de árvores jovens, povoamentos em que todas as árvores têm diâmetro inferior a 7,5 cm (5 cm no caso das árvores de eucalipto). Esta variável foi criada devido aos valores muito elevados de densidade do povoamento obtidos do respectivo cálculo, sendo estes valores característicos da forma como foi realizada a amostragem das árvores jovens. Estes valores estão demonstrados posteriormente sub.capítulo 3.2.1.

Foram testadas dois tipos de variáveis explicativas no modelo, umas contínuas e outras discretas ou categóricas (Quadro 6). Pertencem ao primeiro tipo as seguintes variáveis: Área basal do povoamento, a densidade do povoamento, o diâmetro quadrático médio, a proporção de eucalipto, a proporção de folhosas, a proporção de resinosas, proporção de sobreiro e azinheira, a biomassa arbustiva, a altitude, o declive, a população por freguesia, a precipitação anual e a temperatura média anual.

Quadro 6 Variáveis incluídas na modelação, classes e respectivos códigos.

Variáveis	Classes/unidades	Código
Variáveis contínuas:		
Área basal do povoamento	m ²	G
Densidade do povoamento	nº de árvores/ha	N
Diâmetro quadrático médio	Cm	Dg
Proporção de eucalipto	%	Peuc
Proporção de folhosas	%	Phard
Proporção de resinosas	%	Psoft
Proporção de sobreiro e azinheira	%	Pmontado
Biomassa arbustiva	ton/ha	Biom
Altitude	metros	Altitude
Declive	%	Slope
População por freguesia	Nº de habitantes	Population
Precipitação anual	Nº de dias/ano	Precipitation
Temperatura média anual	°C	Temperature
Variáveis categóricas:		
Estrutura do povoamento	Regular / Irregular	Structure
Tipo de povoamento	Adulto / Jovem	Type
Distância à estrada	>1km / <1km	Road_Dist
Orientação	N, NE, E, SE, S, SW, W, NW, F	Aspect

Quanto às variáveis categóricas consideradas, a saber: a estrutura do povoamento, o tipo de povoamento, a distância à estrada e a orientação do povoamento. Quando as variáveis independentes são discretas, não é correcto inclui-las no modelo como se estivessem distribuídas por classes, pois os códigos utilizados para representar os vários níveis são meros indicadores, sem qualquer significado numérico (Hosmer & Lemeshow, 2000).

Neste sentido, criaram-se variáveis indicatrizes ou qualitativas por cada variável discreta original. Uma variável indicatriz para um determinado nível pode apenas tomar o valor 1, caso a observação da variável original corresponda a esse nível, ou o valor 0, caso contrário; se uma variável categoria assume k níveis diferentes, então serão precisas k-1 variáveis indicatrizes, uma vez que, conhecidas k-1 variáveis, a restante fica também conhecida, já que é a combinação linear das primeiras.

No caso da variável estrutura do povoamento, assume-se o valor 1 quando a estrutura é regular e o valor 0 quando a estrutura é irregular. No caso da variável *Type* (tipo de povoamento), assume-se o valor 1 quando o povoamento é adulto e 0 quando o

povoamento é jovem. Para a variável distância à estradas, assume-se o valor da variável 1 para distância à estrada superior a 1 km e o valor 0 para distância à estrada inferior a 1 km. No caso da variável Orientação, que é constituída por nove classes de orientação do povoamento, criaram-se nove variáveis indicatrizes: Norte, Nordeste, Este, Sudeste, Sul, Sudoeste, Oeste, Noroeste e Plano). A transformação das variáveis categóricas, realizadas no próprio software SAS, está presente no Anexo III.

A variável *Type* (tipo de povoamento) multiplica pela área basal (*G*), pela densidade do povoamento (*N*) e pelo diâmetro quadrático médio (*Dg*), por forma a se obter o valor zero nestas variáveis caso sejam parcelas de árvores jovens. Numa primeira fase tentou-se modelar entrando com esta variável a multiplicar no software estatístico. Posteriormente, não se obtendo qualquer resultado, multiplicou-se esta variável nos dados de *input* utilizados no ajustamento dos modelos.

3.2 Análise exploratória

Do total das 5198 parcelas de inventário seleccionadas, das quais: 279 parcelas são ardidas e 4919 parcelas classificadas não ardidas, foi retirada uma amostra destas parcelas para posterior validação dos modelos seleccionados. Para o processo da validação retiraram-se 10% do total de parcelas, ou seja 520 parcelas, sendo 28 parcelas ardidas e 492 parcelas não ardidas. Ficando para a modelação da probabilidade de incêndio um conjunto de 4678 parcelas, sendo 251 parcelas ardidas e 4427 não ardidas.

3.2.1 Dados da construção dos modelos

Do conjunto de dados utilizados na construção dos modelos, das 4678 parcelas de inventário, estão presentes dois tipos de povoamentos, povoamentos adultos e povoamentos de árvores jovens. Das 4678 parcelas, 4459 são povoamentos adultos e 219 parcelas são povoamentos de árvores jovens. Dessas 219 parcelas, 218 são parcelas não ardidas e 1 é ardida.

Devido ao facto das medições do inventário, como também o cálculo das variáveis do povoamento terem sido realizados de maneira distinta para as parcelas de árvores jovens, estas não foram consideradas na determinação das estatísticas descritivas dos dados seguidamente apresentados (Quadro 7).

Quadro 7 Estatísticas descritivas dos povoamentos adultos das variáveis testadas na construção dos modelos.

Valores para as parcelas ardidas (n = 250) usadas na construção do modelo					
	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Variância
N	549,55	10,00	2680,00	458,39	210129,18
G	11,26	0,11	41,33	9,37	87,93
Dg	17,78	5,45	61,34	9,02	81,48
Phard	3,10	0	100	16,63	276,53
Psoft	41,34	0	100	47,95	2298,82
Peuc	45,98	0	100	49,10	28,37
Pdehesa	9,59	0	100	28,37	805,05
Slope	11,84	0	45	9,73	94,76
Biom	14,92	0	97,68	14,59	212,86
Altitude	342,67	15	1135	235,18	55308,18
População	2185,40	0	17324	2642,40	6982295,62
Precipitação	99,77	55	144,3	18,86	355,56
Temperatura	13,98	7,15	21,3	2,18	4,77
Valores para as parcelas não ardidas (n = 4209) usadas na construção do modelo					
	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Variância
N	402,82	10,00	4776,00	475,97	226546,01
G	10,03	0,04	80,25	9,49	90,00
Dg	23,96	5,22	105,40	13,35	178,27
Phard	6,16	0	100	22,95	526,93
Psoft	35,03	0	100	45,67	2085,93
Peuc	23,83	0	100	41,22	1699,49
Pdehesa	34,97	0	100	46,77	2187,27
Slope	9,70	0	158	11,27	126,92
Biom	4,27	0	29,91	6,25	39,01
Altitude	281,93	15	1405	222,08	49319,33
População	2567,42	0	52814	3812,31	14533731,65
Precipitação	95,30	33,8	155	20,63	425,60
Temperatura	14,53	4,95	21,3	2,06	4,26

Representou-se em forma de histogramas a distribuição das variáveis biométricas e biomassa da vegetação arbustiva das parcelas de árvores jovens incluídas na construção dos modelos, observando-se na Figura 8 a respectiva distribuição dos seus dados.

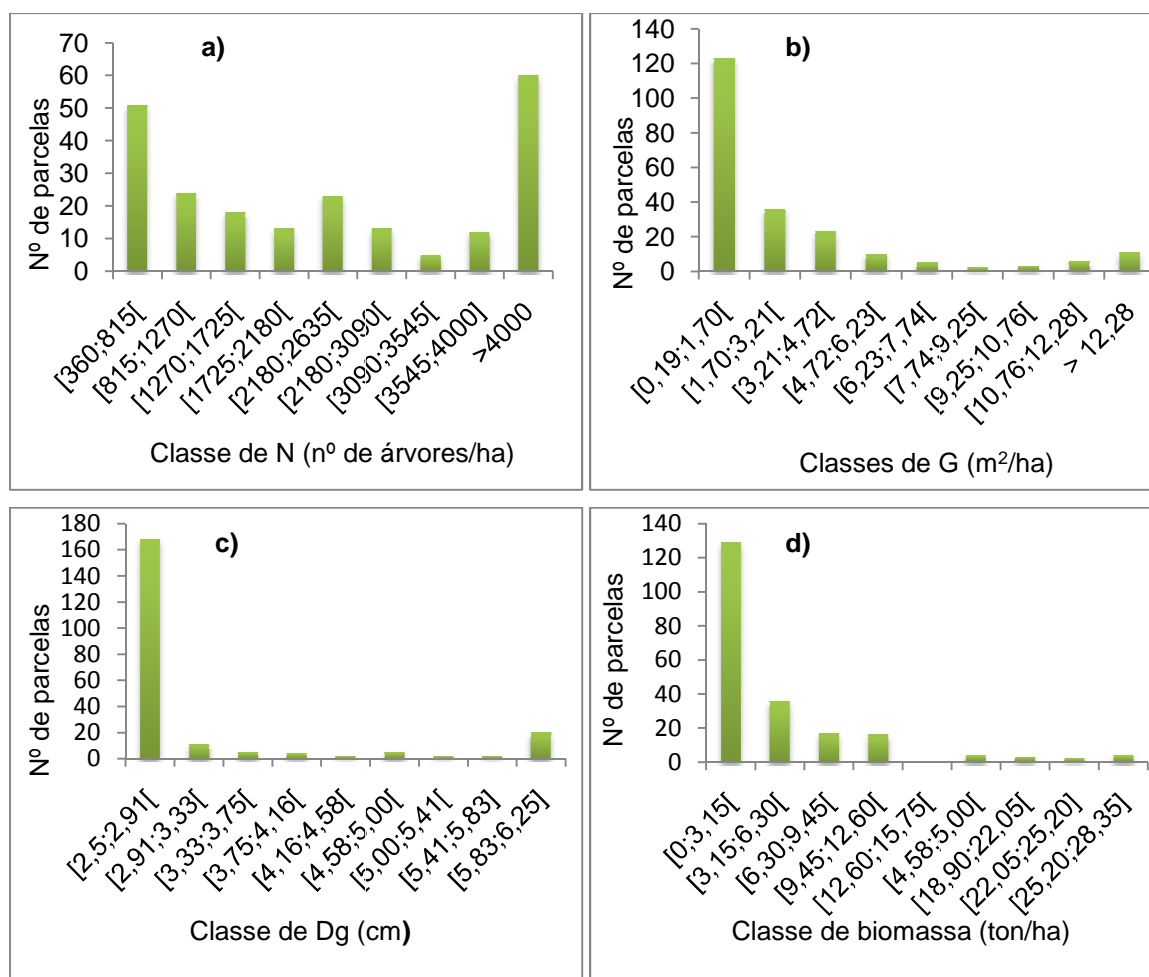


Figura 8 Histograma de frequência da **a)** Densidade do povoamento (N), **b)** Área basal, **c)** Diâmetro quadrático médio e **d)** Biomassa arbustiva dos povoamentos de árvores jovens, dos dados de construção dos modelos.

A partir da Figura 8 verifica-se que um grande número das parcelas de árvores jovens tem densidade do povoamento superior a 4000 árvores por hectare, o que representa um valor muito elevado, estando associado à forma como foi realizado o seu inventário (descrito anteriormente no sub.capítulo 2.1.2.1.).

Pode, igualmente verificar-se que este tipo de povoamento tem, em geral, baixa quantidade de biomassa arbustiva.

3.2.2 Dados de validação dos modelos

Do conjunto de dados utilizados na validação dos modelos, das 520 parcelas - 486 são povoamentos adultos e 34 parcelas são povoamentos de árvores jovens, sendo estas últimas todas não ardidas. Tal como nos dados de construção dos modelos, não se consideraram as parcelas de árvores jovens na determinação das estatísticas descritivas dos dados que se apresentam de seguida (Quadro 8).

Quadro 8 Estatísticas descritivas dos povoamentos adultos testados na validação dos modelos.

Valores para as parcelas ardidas (n = 28) usadas na validação do modelo					
	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Variância
N	438,43	25	1419,04	371,02	137653,87
G	10,36	0,75	33,57	8,98	80,68
Dg	22,31	7,26	81,94	16,28	264,88
Phard	0	0	0	0	0
Psoft	35,71	0	100	48,80	2380,95
Peuc	39,29	0	100	49,73	2473,54
Pdehesa	25,00	0	100	44,10	1944,44
Slope	7,65	0	28	8,24	67,95
Biom	16,26	0	39,44	9,80	96,05
Altitude	299,82	45	705	195,16	38087,93
População	2528,32	236	10907	2939,80	8642413,49
Precipitação	92,20	71	136	16,16	261,11
Temperatura	14,06	8,75	18,11	2,33	5,41
Valores para as parcelas ardidas (n = 452) usadas na validação do modelo					
	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	Variância
N	366,71	10,00	2510,00	436,02	190112,44
G	9,96	0,05	57,46	10,34	106,91
Dg	24,63	5,42	78,22	13,50	182,28
Phard	5,25	0	100,00	21,39	457,46
Psoft	34,95	0	100,00	46,50	2162,34
Peuc	20,92	0	100,00	39,74	1579,18
Pdehesa	38,89	0	100,00	48,20	2323,35
Slope	9,09	0	109,00	10,48	109,87
Biom	4,09	0	28,64	6,14	37,72
Altitude	295,23	5,00	1105,00	228,97	52425,84
População	2308,64	0	47099,00	3615,38	13070957,23
Precipitação	94,42	55,00	145,00	20,36	414,73
Temperatura	14,43	4,95	21,30	2,33	5,42

Representou-se em forma de histogramas a distribuição das variáveis biométricas e biomassa da vegetação arbustiva para as parcelas de árvores jovens presentes no conjunto de validação dos modelos, observando-se o respectivo tipo de distribuição dos seus dados (Figura 9)

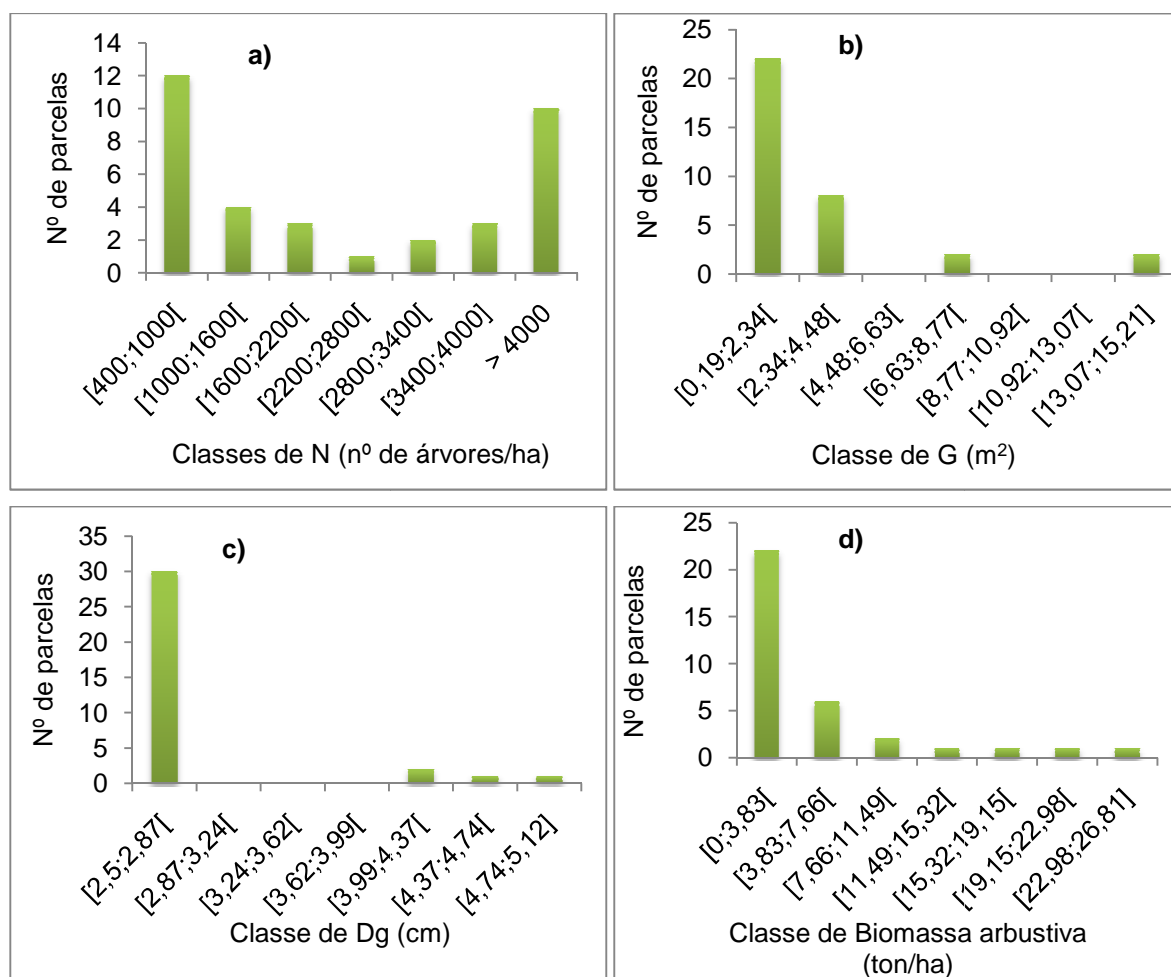


Figura 9 Histograma de frequência da **a)** Densidade do povoamento (N), **b)** Área basal, **c)** Diâmetro quadrático médio e **d)** Biomassa arbustiva dos povoamentos de árvores jovens, para os dados de validação do modelo.

3.3 Metodologia Utilizada no Ajustamento do Modelo

A regressão logística foi utilizada em inúmeros estudos realizados para estimar a probabilidade de incêndio, como também para determinar os factores que influenciam o risco de incêndio (Latham & Schilieter, 1989; Chou, 1992; Loftgaarden & Andrews, 1992; Chou *et al.*, 1993; Vega-Garcia *et al.*, 1995; Chuvieco *et al.*, 1999; Cardille *et al.*, 2001; Vasconcelos *et al.*, 2001; Chuvieco *et al.*, 2003; Martínez *et al.*, 2004; Preisler *et al.*, 2004; González *et al.*, 2006; Martínez *et al.*, 2009; Chuvieco *et al.*, 2010; Botequim *et al.*, *submetido a*); Botequim *et al.*, *submetido b*); Garcia-Gonzalo, *submetido*, Marques *et al.*, *submetido b*); Marques *et al.*, *submetido c*))

Em muitas aplicações da regressão a variável resposta a modelar é uma variável de natureza binária, cujo comportamento se relaciona com a distribuição binomial, assumindo o valor de 1 quando o evento ocorre e o valor de 0 caso contrário. Neste sentido, o modelo de

regressão deste tipo pode ser interpretado como um modelo que estima o efeito das variáveis independentes na probabilidade do evento ocorrer. A função logística é usualmente utilizada para este efeito, visto que restringe as predições ao intervalo [0, 1] e providência uma distribuição realista dos erros (binomial). O ajustamento é realizado através do método de estimação pela máxima verossimilhança (maximum likelihood). Segundo Hosmer & Lemeshow (2000), de uma maneira geral este método produz estimativas para os parâmetros que maximizam a probabilidade de se obter os dados observados.

A regressão logística inclui-se nos designados modelos lineares generalizados, que são extensões do modelo linear clássico em que o preditor linear η relaciona-se com o valor esperado μ da variável resposta y por meio de uma função g designada função de ligação (Hosmer & Lemeshow, 2000). No caso da regressão logística, na sua versão mais simples em que a variável resposta é binária, a função de ligação é o logit e toma a seguinte forma:

$$\eta = g(\mu) = \log\left(\frac{\mu}{1-\mu}\right)$$

O valor esperado μ equivale neste caso à probabilidade $\pi(x)$ de se dar uma das duas respostas, dado um vector de covariáveis x . A fracção entre parêntesis designa-se por *odds*. A expressão pode ser rescrita em função do *logit* (agora expresso em função de x) do seguinte modo:

$$\pi(x) = \frac{e^{g(x)}}{1 + e^{g(x)}}$$

Esta expressão descreve uma curva logística para $\pi(x)$ em função do preditor linear $g(x)$, restringindo os seus valores ao intervalo [0,1]. O logit tem então como finalidade transformar $\pi(x)$ numa função com as propriedades desejadas de um modelo de regressão linear, podendo deste modo tomar a forma clássica:

$$g(x) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2, \dots, + \beta_p x_p$$

onde $\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_p$ são os parâmetros da regressão (a estimar com base nos dados), x_1, x_2, \dots, x_p as variáveis independentes e e a base do logaritmo natural.

Considerando um conjunto de p variáveis independentes, representadas pelo vector $x = (x_1, x_2, \dots, x_p)$, a probabilidade de ocorrência de incêndio é dada por

$$\text{Probabilidade (ocorrência de incêndio)} = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2, \dots, + \beta_p x_p)}}$$

A principal diferença entre o modelo linear clássico e o modelo logístico é a distribuição da variável resposta dado x não segue uma distribuição normal, mas sim uma distribuição binomial de parâmetro $\pi(x)$ (Hosmer & Lemeshow, 2000).

O sistema computacional de análise de dados utilizado foi o sistema SAS – Statistical Analysis System, mais concretamente SAS 9.1. Este *software* estatístico permite a manipulação dos dados e a realização de diversas análises de uma forma integrada,

produzindo um perfil de resposta com diversas estatísticas, para todas as variáveis explicativas do modelo, assim como a qualidade da regressão efectuada.

O ajustamento de modelos de variável resposta categórica binária foi realizado utilizando o procedimento logístico (*PROC LOGISTIC* do SAS – regressão logística).

Numa primeira fase para se modelar a probabilidade de ocorrência de incêndio, utilizou-se o algoritmo STEPWISE para o ajustamento do modelo, mas verificou-se que não produzia um modelo lógico com capacidade de prever a probabilidade de ocorrência de incêndio, não sendo específico da regressão logística, nem o mais interessante em termos de produção de um modelo. Numa segunda fase realizou-se o ajustamento do modelo testando todos os modelos com as diferentes combinações de variáveis. Com base nas estatísticas destes modelos, numa primeira fase seleccionaram-se os modelos cujas todas as variáveis são significativas. Este processo envolve a formulação de testes de hipóteses e o cálculo de estatísticas, para determinar se as variáveis independentes no modelo estão significativamente relacionadas com a variável resposta. A regressão logística utiliza testes estatísticos, tal como os teste da razão de verosimilhanças (*likelihood ratio test*), o teste de Wald e o cálculo da razão de probabilidades (*Odds Ratio*):

- o **teste da razão de verosimilhanças (likelihood ratio test)** – que permite analisar o significado da totalidade das variáveis do modelo, testando-se a hipótese nula H_0 : os coeficientes do conjunto de variáveis incluídas no modelo são nulos, excepto a constante; a estatística de base deste teste ($-2 \log L$) segue uma distribuição X^2 com n graus de liberdade;

- o **teste de Wald** – permite analisar a significância de uma variável particular na presença de restantes variáveis que constituem o modelo, comparando a estimativa de cada parâmetro com a estimativa do respectivo erro padrão testa a hipótese nula H_0 : o coeficiente estimado é nulo; a estatística de base deste teste segue uma distribuição X^2 com 1 grau de liberdade;

- a **razão de probabilidades (odds ratio = e^{b_i})** – calculada para cada variável independente, corresponde à variação de probabilidade de sucesso, definida como:

$$\frac{P(\text{sucesso})}{P(\text{insucesso})}$$

associada ao aumento de uma unidade da variável independente em análise, na prática, a variação por uma unidade de variação da variável independente pode não fazer sentido pelo que, em alternativa, se pode analisar a razão de probabilidades em relação a n unidades da variável independente (e^{nb_i}); o valor de n varia com a natureza da variável.

Numa segunda fase, seleccionaram-se os modelos cujos parâmetros das variáveis tem valor lógico em termos do comportamento do fogo.

De seguida seleccionou-se o modelo com maior percentagem de concordância e menor percentagem de discordância. Os testes de concordância e de discordância efectuados pelo SAS resultam do estudo da correspondência entre as respostas obtidas e as probabilidades estimadas. Após estimada a probabilidade de ocorrência do incêndio para cada ponto, contam-se como a concordância os casos em que a probabilidade de ocorrência de incêndio é superior a 50% e realmente ardeu, assim como aqueles em que a probabilidade de ocorrência de incêndio é igual ou inferior a 50% e não ardeu. Este parâmetro dá uma ideia da capacidade preditiva do modelo.

Após a escolha do modelo, avaliou-se a qualidade de ajustamento do modelo aos dados, estimando-se duas estatísticas baseadas nos resíduos: A **deviance (D)** e a estatística **X^2 de Pearson**, baseados respectivamente na soma dos quadrados dos resíduos *deviance* e de Pearson. A sua distribuição segue uma distribuição X^2 com $J-p+1$ graus de liberdade ($J \approx$ número de amostras, p = número de variáveis no modelo), assumindo o modelo como correcto (Hosmer & Lemeshow 2000). São calculadas do seguinte modo:

$$\text{Deviance: } D = \sum_{j=1}^J d(y_j, \hat{\pi}_j)^2 ,$$

em que, para $y_i = 0$:

$$d(y_j, \hat{\pi}_j) = -\sqrt{2m_j |\ln[m_j(1 - \hat{\pi}_j)]|} ,$$

e para $y_i = 1$:

$$d(y_j, \hat{\pi}_j) = -\sqrt{2m_j |\ln(m_j, \hat{\pi}_j)|}$$

$$X^2 \text{ de Pearson: } X^2 = \sum_{j=1}^J r(y_j, \hat{\pi}_j)^2 ,$$

em que:

$$r(y_j, \hat{\pi}_j) = \frac{(y_j - m_j \hat{\pi}_j)}{\sqrt{m_j \hat{\pi}_j (1 - \hat{\pi}_j)}}$$

y_j = resposta observada para o valor distinto de j de x

J = número de valores distintos de x ($J \approx$ número de amostras)

m_j = número de amostra para cada valor distinto de x ($m_j \approx 1$)

A avaliação do modelo logístico realizou-se através do cálculo da **área sob a curva ROC**. A área varia entre 0 e 1 e determina a capacidade do modelo de discriminar as parcelas que arderam e as parcelas que não arderam para os diferentes valores de probabilidades (valores de corte).

A curva ROC é a representação gráfica dos pares sensibilidade (ordenadas) e 1-Especificidade (Falsos-positivos) (abscissas), resultante da variação do valor de corte ao longo do eixo de decisão. Esse valor de corte permite converter as probabilidades em dados

dicotômicos (0,1), sendo obtida a através da tabela de classificação para diferentes níveis de valor de corte. As probabilidades superiores a este valor são considerado como ocorrência de incêndio e valores abaixo deste valor de corte é considerado não ocorrência de incêndio.

Para cada valor de corte, definem-se as estatísticas de sensibilidade e especificidade, sendo que a sensibilidade é a proporção de sucessos que são preditos como ocorrências ($p > \text{valor de corte}$) e a especificidade é a proporção de insucessos que são preditos como não ocorrências ($p \leq \text{valor de corte}$). Na prática é desejável ter um modelo altamente sensível e altamente específico, pois um valor de corte fixa um par sensibilidade/especificidade (Hosmer & Lemeshow 2000, Pearce & Ferrier 2000).

Se a área sob a curva ROC é 0,5 não existe discriminação do modelo, se estiver entre 0,7 e 0,8 o modelo tem uma discriminação aceitável, se estiver entre 0,8 e 0,9 o modelo realiza uma excelente discriminação (Hosmer & Lemeshow, 2000; Pearce & Ferrier, 2000).

3.4 Metodologia Utilizada na Validação dos Modelos

O comportamento de um modelo num conjunto de dados independentes daqueles utilizados na sua obtenção permite, por comparação com dados utilizados, avaliar a qualidade do mesmo e a sua capacidade preditiva. Um aspecto importante neste tipo de trabalho é que cada modelo é seleccionado com base numa determinada amostra, não havendo garantia que o mesmo modelo se adapte se for utilizada outra amostra ou que tenha um bom poder preditivo quando se aplica a um diferente conjunto de dados, tendo em conta que a avaliação da performance do modelo poderá ser realizada de forma optimista (Hosmer & Lemeshow, 2000).

Para a validação dos modelos seleccionados utilizou-se um conjunto de dados independentes dos dados utilizados na construção do modelo, isto é, resultante da partição do conjunto inicial, um total de 520 parcelas (28 parcelas ardidas e 492 parcelas não ardidas).

Na validação dos modelos seleccionados testou-se dois métodos de validação de modelos. Numa primeira fase, para comparar a probabilidade estimada e a probabilidade observada, determinou-se o valor de corte para cada um dos modelos. Na determinação deste valor de probabilidade utilizou-se a metodologia desenvolvida por Hosmer & Lemeshow (2000), definindo-se o valor de corte no ponto onde a curva da sensibilidade e a especificidade se cruzam. Após a determinação do valor de corte (0,04 e 0,06, para o Modelo 1 e para o Modelo 2, respectivamente), foi calculado a:

- 1) Proporção de concordância com as parcelas ardidadas;
- 2) Proporção de concordância com as parcelas não ardidadas;
- 3) Proporção de concordância com o conjunto total de dados.

Construíram-se tabelas de frequências (2x2) com a aplicação de cada um dos modelos aos dados de validação, segundo determinado valor de corte. Com base nas tabelas de frequências, construiu-se uma **matriz de confusão** para cada um dos modelos seleccionadas, sendo calculados:

- Precisão do produtor (proporção de parcelas, ardidadas ou não ardidadas, que foram preditas correctamente pelo modelo),
- Precisão do utilizador (proporção de parcelas, ardidadas ou não ardidadas, que preditas pelo modelo como ardidadas ou não ardidadas e que estão correctamente preditas);
- Erro de omissão (proporção de parcelas, ardidadas ou não ardidadas que não foram preditas pelo modelo);
- Erro de comissão (proporção de parcelas, ardidadas ou não ardidadas, preditas pelo modelo que não foram observadas).

Devido aos resultados obtidos por este tipo de validação, testou-se outra metodologia de validação dos modelos. Adicionalmente, uma investigação realizada por Vasconcelos *et al.* (2001) demonstrou que comparando o valor da **probabilidade observada e a probabilidade estimada** a partir do modelo aplicando a “definição frequencista das probabilidades” para determinar a probabilidade observada, é preferível à utilização do valor de corte fixo, levando a uma melhor aderência do modelo.

A quantificação da capacidade preditiva do modelo é realizada através da comparação entre a probabilidade observada e a probabilidade estimada de ocorrência de incêndio. Como dados observados são dicotómicos (presença ou ausência de incêndio), determinou-se as probabilidades observadas, agrupando-se o conjunto de dados de validação em classes definidas de acordo com o intervalo de cada variável no modelo. A proporção de parcelas ardidadas correspondentes a cada classe é considerada como a probabilidade observada de ocorrência de incêndio (utilizando a definição frequencista das probabilidades). São estimados os valores de probabilidade com base no modelo para cada classe, utilizando, para as variáveis contínuas o valor central da classe. As probabilidades observadas e estimadas de probabilidade de ocorrência de incêndio são comparadas graficamente. O modelo é tanto melhor quanto mais próximos estiverem os pontos da probabilidade observada *versus* probabilidade estimada da linha de 45°.

III Resultados

3.1 SELECÇÃO DOS MODELOS

Seleccionaram-se dois modelos com maior valor de concordância de todos os modelos testados, um modelo com variáveis biométricas (Modelo 1), e um modelo sem variáveis biométricas (Modelo 2):

$$P_{fire} = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + Type_A(\beta_1 N + \beta_2 Dg) + \beta_3 Biom + \beta_4 Phard + \beta_5 Altitude)}} \quad \text{Modelo 1} \quad [21]$$

$$\left\{ \begin{array}{ll} Type_A = 0 & \text{Povoamentos Jovens} \rightarrow Dg < 7,5 \text{ cm } (< 5 \text{ cm para povoamentos de eucalipto}) \\ Type_A = 1 & \text{Povoamentos Adultos} \rightarrow Dg \geq 7,5 \text{ cm } (\geq 5 \text{ cm para povoamentos de eucalipto}) \end{array} \right.$$

$$P_{fire} = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 Biom + \beta_2 Pmontado + \beta_3 Phard + \beta_4 Peuc + \beta_5 Altitude)}} \quad \text{Modelo 2} \quad [22]$$

em que *Altitude* é a altitude em metros, *Biom* é a biomassa da vegetação arbustiva em ton/ha, *Dg* é diâmetro quadrático médio do povoamento (cm), *N* é o número de árvores por hectare, *Phard* é a proporção de folhosas ao nível do povoamento (%), *Type_A* indica o tipo de povoamento, se se trata de um povoamento adulto ou de um povoamento de árvores jovens (assume o valor 0 ou 1, respectivamente), *Pmontado* é a proporção de sobreiro e azinheira ao nível do povoamento (%) e *Peuc* é a proporção de eucalipto ao nível do povoamento (%).

No Quadro 9 está descrito o valor da percentagem de concordância, percentagem de discordância e área da curva ROC (C) relativa ao ajustamento dos modelos seleccionados:

Quadro 9 Associação entre as probabilidades estimadas e as respostas observadas

Modelo	Concordância (%)	Discordância (%)	C
1	80,6	18,3	0,812
2	83	16,1	0,834

Estão representados no Quadro 10 e 11 os valores dos parâmetros das variáveis do Modelo 1 e do Modelo 2, respectivamente.

Quadro 10 Parâmetros e testes do ajustamento do Modelo 1.

Parâmetro	Graus de liberdade	Coefficiente	Erro padrão	Wald X^2	p > X^2
β_0	1	-3,7157	0,2286	264,1832	<,0001
β_1	1	0,000383	0,000134	8,1012	0,0044
β_2	1	-0,0219	0,00718	9,3215	0,0023
β_3	1	0,1150	0,00709	262,9221	<,0001
β_4	1	-0,0123	0,00450	7,4290	0,0064
β_5	1	0,000647	0,000298	4,7232	0,0298

Quadro 11 Parâmetros e testes do ajustamento do Modelo 2.

Parâmetro	Graus de liberdade	Coefficiente	Erro padrão	Wald X^2	p > X^2
β_0	1	-4,3142	0,2027	4452,9815	<,0001
β_1	1	0,1154	0,00735	246,3849	<,0001
β_2	1	-0,00739	0,00260	8,0918	0,0044
β_3	1	-0,0104	0,00456	5,22435	0,0220
β_4	1	0,0102	0,00169	36,1742	<,0001
β_5	1	0,00101	0,000317	10,1133	0,0015

Verifica-se que todas as variáveis de ambos os modelos são significativas ($p < 0,05$).

Avaliou-se a qualidade do ajustamento dos modelos aos dados calculando duas estatísticas de análise dos resíduos dos modelos, a *Deviance* e o X^2 de *Pearson* (Quadro 12).

Quadro 12 Estatísticas dos resíduos da *Deviance* e X^2 de *Pearson* para cada um dos modelos.

	Critério	Valor	Graus de liberdade	Valor/Graus de liberdade	Pr > ChiSq
Modelo 1	Deviance	1606.0848	4655	0.3450	1.0000
	Pearson	4049.1647	4655	0.8699	1.0000
Modelo 2	Deviance	1356.2537	3280	0.4135	1.0000
	Pearson	2753.5734	3280	0.8395	1.0000

Com base nestes valores ($p > 0,05$) confirma-se bom do ajustamento dos modelos seleccionados ao conjunto dos dados.

Construiu-se a tabela de classificação para cada um dos modelos (Anexo IV-B) e Anexo V-B)). Com base na tabela de classificação construiu-se a curva ROC para cada um dos modelos (Figura 10 e Figura 11).

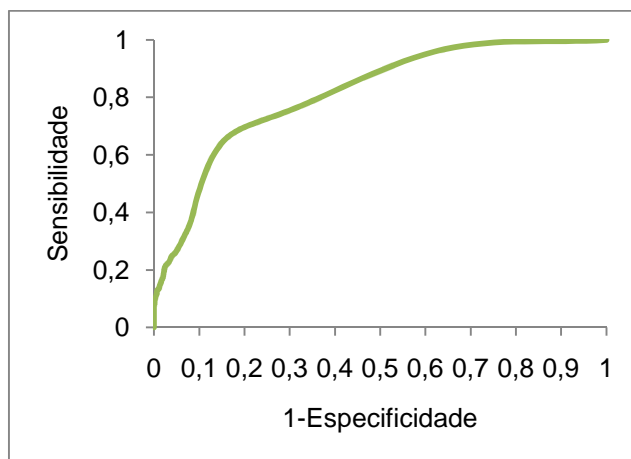


Figura 10 Curva ROC do Modelo 1.

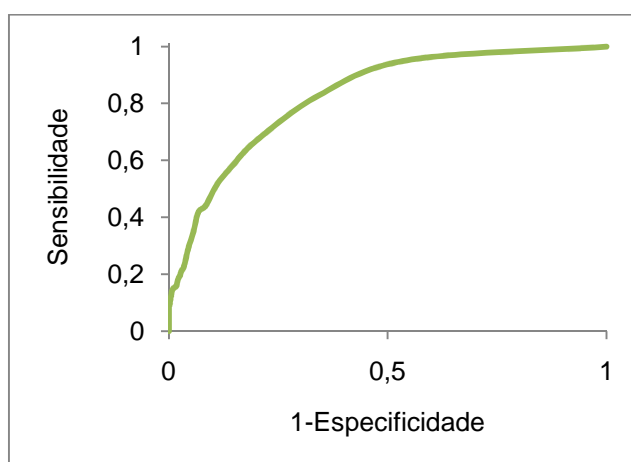


Figura 11 Curva ROC do Modelo 2.

3.3 APLICAÇÃO DOS MODELOS SELECIONADOS

Para examinar mais pormenorizadamente o comportamento da variável resposta efectuaram-se alguns estudos de aplicabilidade aos modelos obtidos.

3.3.1 Aplicação do Modelo 1

Este modelo estima a probabilidade de ocorrência de incêndio baseado em variáveis topográficas (altitude), variáveis biométricas (densidade do povoamento e diâmetro quadrático do povoamento), variáveis de composição do povoamento (proporção de folhosas) e biomassa arbustiva do povoamento.

Na Figura 12, estudou-se o comportamento da probabilidade de ocorrência de incêndio, fazendo variar as variáveis do modelo para três níveis de densidade de povoamento ($N=500$, $N=1000$ e $N=1500$).

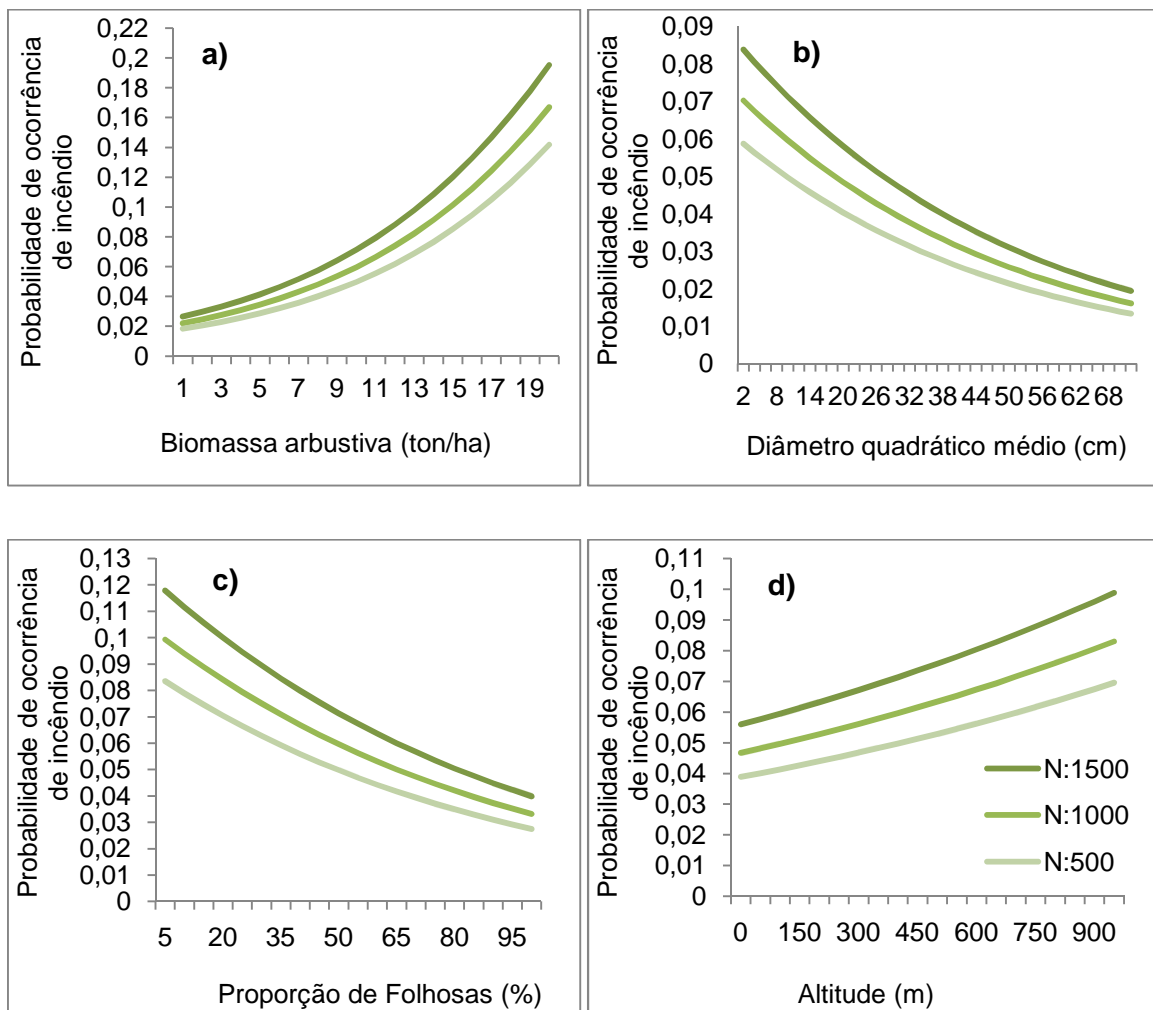


Figura 12 Variação da probabilidade de ocorrência de incêndio para vários níveis de densidade do povoamento (n° de árvores/ha), $N=500$, $N=1000$ e $N=1500$ em função de: **a)** Biomassa arbustiva (ton/ha), **b)** Diâmetro quadrático médio (cm), **c)** Proporção de Folhosas (%) e **d)** Altitude (m).

Observando todos os gráficos (a) a (d) da Figura 12, verifica-se que quanto maior a densidade do povoamento maior é a probabilidade de incêndio. Observa-se que quanto

maior é a biomassa arbustiva maior é a probabilidade de ocorrência de incêndio (Figura 12a)). Quanto maior o diâmetro quadrático médio, menor é a probabilidade de ocorrência (Figura 12b)). A partir da Figura 12c) verifica-se que quanto maior a percentagem de folhosas presente nos povoamentos menor é a probabilidade de ocorrência de incêndio. Por último, Figura 11 d) quanto maior a altitude maior é a probabilidade. Pode-se verificar que é a variação da biomassa arbustiva que provoca maior variação da probabilidade de ocorrência de incêndio.

3.3.2 Aplicação do Modelo 2

Este modelo estima a probabilidade de ocorrência de incêndio baseado em variáveis topográficas (altitude), variáveis de composição do povoamento (proporção de eucalipto, proporção de folhosas e proporção de sobreiro e azinheira e biomassa arbustiva do povoamento).

Na Figura 13, estudou-se o comportamento da probabilidade de ocorrência de incêndio, fazendo variar a biomassa arbustiva e a proporção de eucalipto.

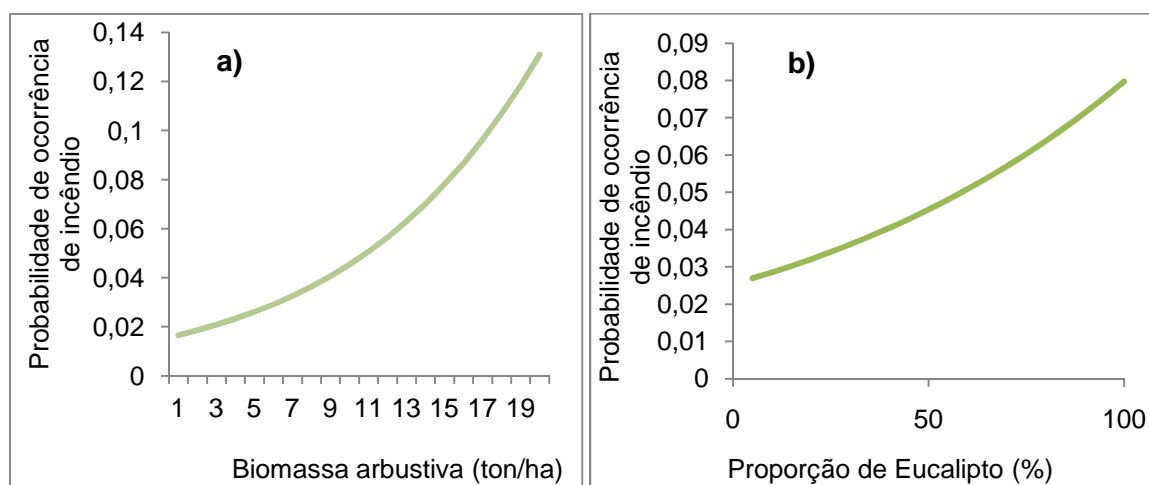


Figura 13 Variação da probabilidade de ocorrência de incêndio em função da: a) Biomassa arbustiva (ton/ha), b) Proporção de Eucalipto (%).

Com base na Figura 13, quanto maior a quantidade de biomassa arbustiva e a proporção de eucalipto no povoamento, maior é a probabilidade de ocorrência de incêndio.

Na Figura 14, procurou-se estudar o comportamento da probabilidade de ocorrência de incêndio, fazendo variar a proporção de folhosas e a altitude.

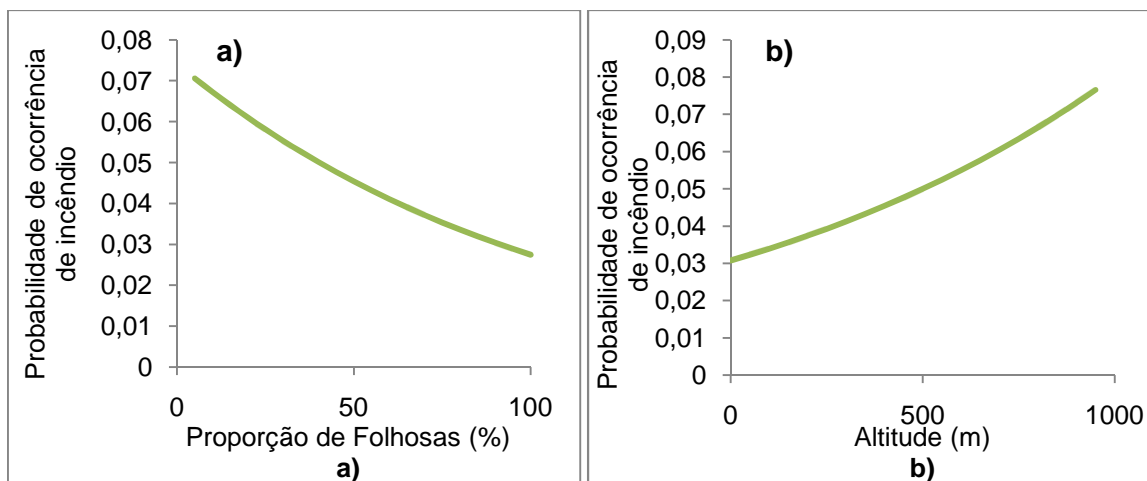


Figura 14 Variação da probabilidade de ocorrência de incêndio em função da: a) Proporção de folhosas (%), b) Altitude (m).

A partir da Figura 14 a), observa-se que quanto maior é a proporção de folhosas no povoamento, menor é a probabilidade de arder, sendo que o contrário se verifica para a altitude (Figura 14b), isto é, quanto maior é a altitude maior é a probabilidade de arder.

O gráfico seguinte (Figura 15) demonstra que quanto maior é a proporção de sobreiro e azinheira no povoamento menor é a probabilidade de arder.

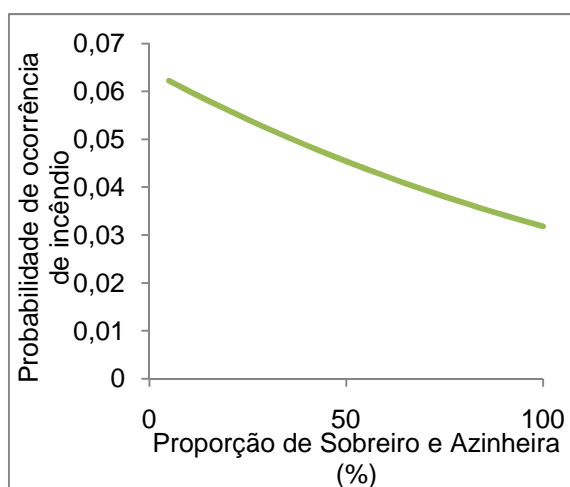


Figura 15 Variação da probabilidade de ocorrência de incêndio em função da Proporção de Sobreiro e Azinheira (%).

3.4 VALIDAÇÃO DOS MODELOS SELECCIONADOS

Aplicou-se os modelos seleccionados a um conjunto de 520 parcelas independentes do conjunto de dados utilizados no ajustamento dos modelos.

Numa primeira fase de validação dos modelos, para comparar o valor da probabilidade estimada e a probabilidade observada, determinou-se o valor de corte a partir do valor de probabilidade dado pelo cruzamento da curva de sensibilidade e a curva de especificidade, representando-se em seguida esses gráficos (Figura 16 e Figura 17).

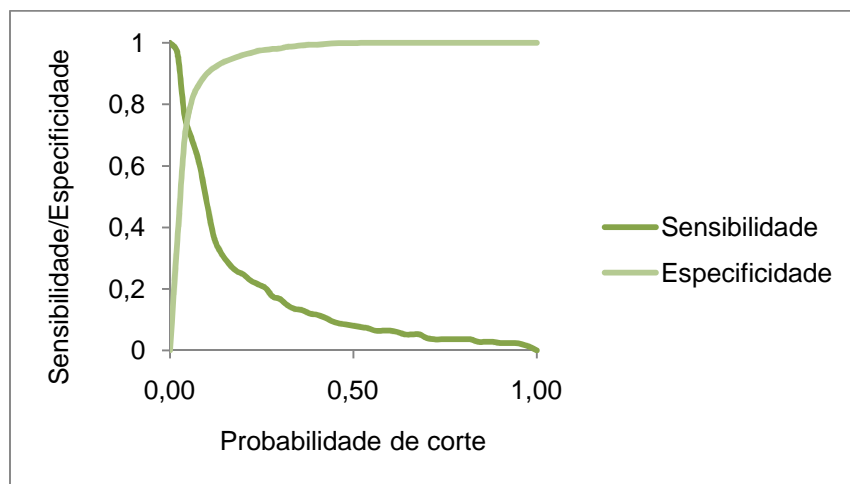


Figura 16 Gráfico da Sensibilidade e Especificidade *versus* todas as possibilidades de corte para o Modelo 1.

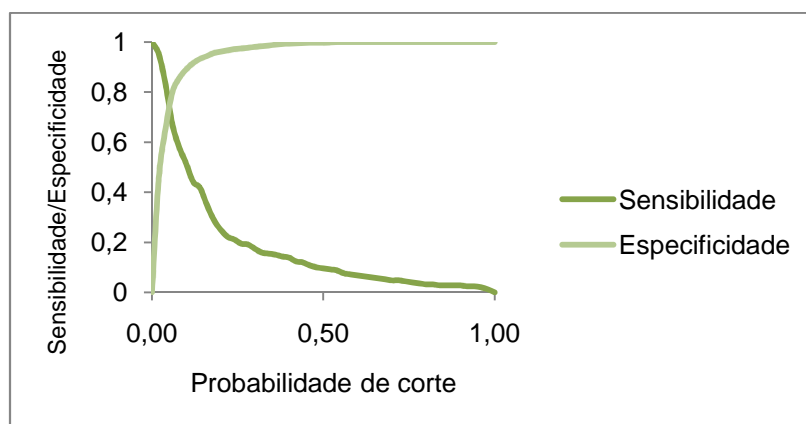


Figura 17 Gráfico da Sensibilidade e Especificidade *versus* todas as possibilidades de corte para o Modelo 2.

Os valores de corte para cada modelo foram seleccionados como mostram as Figuras 15 e 16, sendo os valores de corte de 0,04 e 0,06, para o Modelo 1 e Modelo 2, respectivamente.

O Quadro 13 mostra os níveis de concordância obtidos na aplicação dos modelos seleccionados em função dos dados de construção do modelo e dos dados de validação do modelo, quando se aplica um ponto de corte de 0,04 para o Modelo 1 e 0,06 no Modelo 2. Pode-se concluir que não se verifica grandes alterações quando se aplica os modelos seleccionados aos dados de validação dos modelos.

Quadro 13 Níveis de Concordância para os modelos seleccionados.

Concordância (%)	Modelo	Validação
Modelo 1	75.80	75.96
Modelo 2	76.87	76.54

Nos Quadros 14 e 15 apresentam-se os resultados na forma de matriz de confusão construídas a partir das tabelas de frequências (Anexo IV-C) e Anexo V-C)), e dos valores de corte anteriormente seleccionados, onde são apresentados os valores da precisão do produtor, precisão do utilizador, o erro de omissão e erro de comissão para ambos os modelos.

Quadro 14 Matriz de confusão dos dados de validação aplicando o Modelo 1.

		Observado			Precisão do	Erro de
		Ardido	Não ardido	Total	Utilizador	Comissão
Predicto	Ardido	25	122	147	17.01	82.99
	Não Ardido	3	370	373	99.19	0.80
	Total	28	492	520		
Precisão do Produtor		89.28	75.20			75.96
Erro de Omissão		10.71	24.79			

Quadro 15 Matriz de confusão dos dados de validação para aplicando o Modelo 2.

		Observado			Precisão do	Erro de
		Ardido	Não ardido	Total	Utilizador	Comissão
Predicto	Ardido	21	115	136	15.44	84.55
	Não Ardido	7	377	384	98.17	1.82
	Total	28	492	520		
Precisão do Produtor		75	76.62			76.53
Erro de Omissão		25	23.37			

Aplicando a segunda metodologia de validação, descrita no sub.capítulo 3.4., aos modelos seleccionados, baseado nas tabelas de frequências em Anexo IV-D) e Anexo V-D), elaboraram-se os gráficos da Figura 18 e 19, em que se compara as probabilidades observadas e as probabilidades estimadas aplicando o Modelo 1 e o Modelo 2, respectivamente ao conjunto de dados de validação.

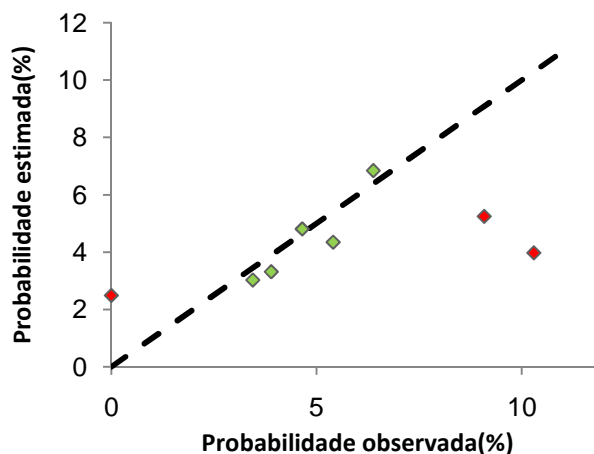


Figura 18 Probabilidade estimada pelo modelo *versus* probabilidade observada aplicando o Modelo 1 aos dados de validação. A vermelho, pontos que indicam combinações das variáveis do modelo, em que as estimativas são mais fracas.

Com base na Figura 18, quando se aplica o Modelo 1 ao conjunto de dados de validação, somente três observações estão ligeiramente afastadas da recta padrão de 45° (com diferença entre o valor observado e o valor estimado inferior a 7%), estas três combinações correspondem a: onde a probabilidade observada é 0 a altitude é inferior a 125 metros e a densidade do povoamento (N) é inferior a 140 árvores por hectare, não se encontrando nenhuma das parcelas ardidas do conjunto de dados de validação dentro desta combinação de variáveis, devido às parcelas ardidas se encontrarem a maior altitude e com densidade do povoamento mais elevada, como também ao baixo número de parcelas ardidas do conjunto de dados de validação, levando a uma baixa dispersão dos dados.

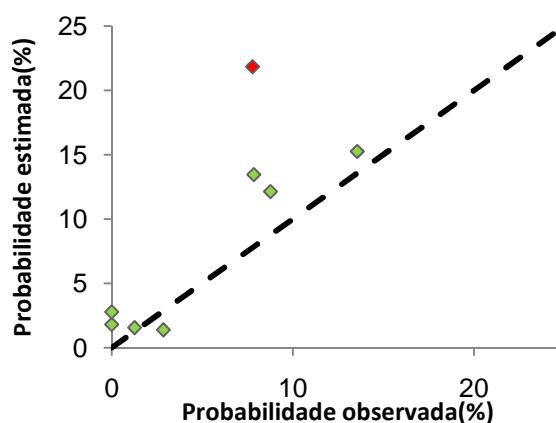


Figura 19 Probabilidade estimada pelo modelo *versus* probabilidade observada aplicando o Modelo 2 aos dados de validação. A vermelho, pontos que indicam combinações das variáveis do modelo, em que as estimativas são fracas.

Ao se aplicar o Modelo 2 (Figura 19) ao conjunto dos dados de validação, verifica-se que de certa forma os pontos seguem a recta padrão de 45° . Existe uma observação assinalada que apresenta uma estimativa apresentando uma diferença aproximadamente 15% entre a probabilidade estimada e a probabilidade observada. Isto deve-se ao facto das parcelas ardidas do conjunto de dados de validação não conterem eucalipto e terem uma altitude inferior a 615 metros. Contudo, como estamos a estimar com médias, sendo estas médias muito superiores aos valores observados para as parcelas ardidas, leva a que a probabilidade estimada seja muito superior à probabilidade observada para este caso.

IV Discussão

Seleccionaram-se dois modelos que estimam a probabilidade de ocorrência de incêndio em povoamentos florestais, o **Modelo 1**, que incorpora variáveis explicativas tais como: variáveis biométricas (densidade do povoamento e o diâmetro quadrático médio), a biomassa arbustiva, que dá indicação da quantidade de combustível no subcoberto, uma variável topográfica (altitude) e uma variável de composição do povoamento (proporção de folhosas do povoamento). O **Modelo 2** incorpora a biomassa arbustiva, uma variável topográfica (altitude) e três variáveis de composição do povoamento (proporção de eucalipto, proporção de sobreiro e azinheira e proporção de folhosas). Sendo que o principal objectivo deste trabalho é a construção de um modelo de probabilidade de ocorrência que incorpore a biomassa arbustiva e variáveis biométricas e que integre, igualmente, uma variável indicativa da composição do povoamento, variáveis estas que podem ser controláveis pelo gestor florestal, o Modelo 1 conjuga estes pré-requisitos. No Modelo 2 embora as variáveis explicativas do modelo não incluam variáveis como a densidade do povoamento ou a área basal do povoamento, dado que a biomassa arbustiva e as três variáveis de composição do povoamento são as únicas variáveis controláveis pelo gestor neste modelo. Este último modelo pode-se revelar muito interessante em termos de gestão quando não existem variáveis como o diâmetro à altura do peito (*dap*) de todas as árvores que permita calcular a área basal e o respectivo diâmetro quadrático médio, podendo então estimar-se a probabilidade de ocorrência de incêndio a partir da quantificação da biomassa arbustiva e da composição do povoamento, sendo que o gestor pode manipular facilmente estas variáveis para diminuir a probabilidade de ocorrência de incêndio.

A partir dos valores de concordância para os Modelos 1 e 2, com os valores de 80,6% e 83%, respectivamente, verifica-se que existe uma elevada correspondência entre as respostas obtidas e as probabilidades estimadas, dando uma boa indicação da capacidade preditiva de ambos os modelos.

Avaliou-se a capacidade preditiva dos modelos seleccionados através do valor da *deviance* (*D*) e a estatística X^2 de Pearson, verificando-se a qualidade do ajustamento da regressão logística aos dados para ambos os modelos ($p > 0,05$). A performance de ambos os modelos foi avaliada através da área sob a curva ROC (*C*) tendo-se obtido um $C=0,812$ para o Modelo 1 e $C=0,834$ para o modelo 2, que segundo Hosmer & Lemeshow (2000), ambos os modelos tem uma excelente capacidade discriminação.

De acordo com os modelos seleccionados a quantidade de **biomassa arbustiva** é a variável que mais determina a probabilidade de ocorrência de incêndio, obtendo um coeficiente de 0,115 para ambos os modelos, estudos anteriores demonstram que quanto

maior a quantidade de combustíveis, neste caso da biomassa da vegetação arbustiva, maior é o risco de incêndio e a severidade dos incêndios em Portugal (Castro *et al.*, 2003; Godinho-Ferreira *et al.*, 2006; Moreira *et al.* 2009). Sendo que maior quantidade de biomassa arbustiva seca determina uma maior inflamabilidade e maior é a dificuldade de controlar o fogo (Castro *et al.*, 2003; Schmidt *et al.*, 2004).

Em ambos os modelos seleccionados verifica-se que quanto maior a **altitude**, maior a probabilidade de ocorrência de incêndio, como é comprovado por Pereira & Santos (2003), Marques *et al.* (*submetido b*). Esta variável não influencia directamente o comportamento do fogo, mas sim uma variável que caracteriza os incêndios em Portugal. Deve-se ao facto que na maioria das montanhas mediterrânicas da Península Ibérica, à medida que aumenta a altitude, é característica a passagem, de florestas de perenifólias para outras de caducifólias e destas para florestas de coníferas e/ou matagais de montanha (Alves *et al.*, 1998). Verifica-se nos matagais das zonas de montanhas, sobretudo dos distritos da Guarda, Viseu, Vila Real e do interior de Porto e Braga uma elevada recorrência do fogo a intervalos curtos, devido ao uso do fogo no renovo das pastagens (Pereira *et al.* 2006).

Também para ambos os modelos seleccionados a **proporção de folhosas** é significativa. Quanto maior a percentagem de folhosas no povoamento menor é o risco de arder. O que está de acordo com os estudos realizados por Cumming (2001), Godinho-Ferreira *et al.* (2006), González *et al.* (2006), Moreira *et al.* (2009), Silva *et al.* (2009). Isto confirma a baixa susceptibilidade que as folhosas têm aos incêndios, provavelmente explicado pelas diferentes composições de combustíveis, conteúdo de humidade e inflamabilidade (Rothermel, 1983; Cumming, 2001).

As **variáveis biométricas** desempenham também um papel importante na probabilidade de incêndio como se demonstram a importância que as variáveis biométricas, como a densidade do povoamento e o diâmetro quadrático do povoamento têm na probabilidade de ocorrência de incêndio. Quanto maior a densidade do povoamento, maior é o risco de incêndio. Quanto menor é o diâmetro quadrático médio maior é o risco, sendo que tanto a densidade do povoamento como o diâmetro quadrático são indicadores da competição do povoamento, demonstrando que tem influência na probabilidade de ocorrência de incêndio (Gonzalez *et al.*, 2006; Botequim *et al.*, 2009). A densidade da vegetação susceptível ao fogo também não determina só por si, a ocorrência de uma maior probabilidade de ocorrência de incêndio, pois na metade sul de Portugal, os regimes de uso do solo e exploração de recursos praticados nestes ecossistemas, induzem a uma menor probabilidade de ocorrência de incêndio, constituem excepções as serras de Monchique e de Ossa, arborizadas com um tipo de floresta semelhante aos da metade norte do país, como se pode demonstrar pela Figura do Anexo II-A) (Pereira & Santos, 2003).

De acordo com o Modelo 2, sendo que quanto maior a percentagem de **sobreiro e azinheira** menor é a probabilidade de ocorrência de incêndio. Os povoamentos de sobreiro e azinheira, e principalmente os montados, destacam-se pela sua resistência ao fogo. Em geral, são poucos os que ardem e só em 2003 é que se verificou uma área ardida significativa (mais de 43 mil hectares), que correspondiam a povoamentos com maior carga de combustível na região do Algarve em que os declives são maiores, levando a uma menor gestão dessas áreas (Silva & Catry, 2006). A menor susceptibilidade que os povoamentos de sobreiro e azinheira aos incêndios florestais, deve-se essencialmente ao facto que durante a condução dos povoamentos ocorre periodicamente controlo de matos por causa do perigo de incêndio, e como preparação para a campanha de tiragem de cortiça, o elevado diâmetro quadrático média e a baixa densidade dos povoamentos de sobreiro e azinheira, leva a uma baixa probabilidade de ocorrência de incêndio e baixa propagação do fogo (Silva & Catry, 2006; Godinho-Ferreira *et al.*, 2006; Costa & Pereira, 2007a; Costa & Pereira, 2007b; Silva *et al.*, 2009).

A partir do Modelo 2 verifica-se que quanto maior a proporção de eucalipto maior é a probabilidade de ocorrência de incêndio, sendo consistente com os trabalhos desenvolvidos por Godinho-Ferreira *et al.* (2006) e Silva *et al.* (2009). As plantações de **eucalipto** em Portugal constituem frequentemente manchas contínuas de vegetação, sendo como tal, bastante susceptíveis à propagação de incêndios (Silva *et al.*, 2007). Embora seja uma espécie com uma elevada resistência ao fogo, facilitam grandemente a sua ocorrência devido à sua elevada inflamabilidade, decorrente em parte pelo seu elevado teor em substâncias voláteis. Por outro lado, a própria casca tem características que favorecem bastante a propagação do fogo, dado libertar-se do tronco à medida que a árvore vai engrossando, em tiras que permitem que as chamas atinjam facilmente as copas.

As variáveis significativas relativas à composição do povoamento, indicam que quanto maior proporção de resinosas no povoamento maior é a probabilidade de arder. Como se pode verificar na Figura 6, o pinheiro bravo é o tipo florestal mais atingido pelos incêndios, para o que concorrem não só as suas características biológicas, como sejam a sua inflamabilidade, que resulta da presença de compostos voláteis, a presença de uma camada de manta morta espessa no solo, o solo e o sub-bosque abundante, que frequentemente podem elevar as chamas até ao copado, mas principalmente as características fisiográficas originadas pela falta de ordenamento ao nível da paisagem em que se enquadram os pinhais: vastas áreas contínuas, sem qualquer tipo de barreira que impeça ou dificulte a progressão de um incêndio (Cumming, 2001; Godinho-Ferreira *et al.*, 2006; Correia *et al.*, 2007; Pereira *et al.*, 2010). A estrutura da copa do pinheiro-bravo não lhe permite produzir um ensombramento tão grande como o produzido pelas quercíneas, pelo que o seu sub-bosque é normalmente abundante (Correia *et al.*, 2007). Em termos de

reflorestação nas monoculturas de espécies pioneiras (especialmente de pinheiro), aumenta o risco de fogo devido à continuidade de combustíveis, em plantações com pouco espaçamento, como a concentração de combustíveis finos e altamente inflamáveis (Velez, 1990).

Ao contrário dos trabalhos desenvolvidos por Durão *et al.* (2010) e Pereira *et al.* (2005), o clima, isto é, o número de dias de precipitação, tal como a temperatura média anual não se mostraram significativas, pois a temperatura é maior e a precipitação é menor ao sul de Portugal e é onde arde menos (Anexo II-A).

Realizou-se a validação dos modelos seleccionados com base em duas metodologias. Uma primeira tentativa de validação dos modelos com base nos valores de corte determinados a partir do gráfico entre a sensibilidade e a especificidade. Com base nos valores de corte determinou-se a concordância aplicando os modelos seleccionados tanto aos dados de construção dos modelos como aos dados de validação, verificando-se uma concordância elevada $\approx 76\%$. Construiu-se a partir desses valores de corte, matrizes de confusão aplicado aos dados de validação. Com base nessas matrizes verificou-se para ambos os modelos, uma baixa precisão do utilizador e um elevado erro de comissão quando se prediz as parcelas ardidas. Isto é indicativo do tipo de dados que se utilizou para a construção dos modelos, onde existe grande discrepância entre o número de parcelas ardidas e o número de parcelas não ardidas (252 parcelas ardidas e 4427 não ardidas) levando a que o modelo esteja inflectido para 0, podendo se observar-se pelos baixos valores de corte.

Testou-se uma segunda metodologia de validação que demonstrou uma melhor aderência aos modelos do que a metodologia baseada nos valores de corte, principalmente quando os valores de corte são baixos (Hosmer & Lemeshow, 2000). Com base nesta validação verificou-se que em geral existe uma boa aderência dos modelos aos dados de validação.

V Conclusão

A regressão logística já foi utilizada para estimar a probabilidade de ocorrência de incêndio em que as variáveis preditivas sejam controláveis pelos gestores florestais, como é o caso do estudo realizado para a Catalunha por Gonzalez *et al.* (2006), mas este autor assumiu que não ocorreu crescimento entre o ano de inventário e o ano de ocorrência de incêndio, não teve em conta a incorporação de variáveis socioeconómicas no modelo, como não incorporou a quantidade de combustível disponível no subcoberto, sendo que em Portugal, esta última, como se demonstrou neste trabalho, é uma variável muito importante para explicar a probabilidade de incêndio. Em termos dos estudos realizados para Portugal, foram realizados modelos que determinam a probabilidade de ignição tendo somente em conta variáveis topográficas, sócioeconómicas e de uso do solo (Catry *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.* 2001). No âmbito do projecto, onde se insere o presente estudo, desenvolveram-se modelos de probabilidade para povoamentos puros e regulares de pinheiro-bravo (Marques *et al.*, *submetido b*) e para povoamentos puros e regulares de eucalipto (Botequim *et al.*, *submetido*).

Os modelos construídos permitem a quantificação dos efeitos da gestão na probabilidade de ocorrência de incêndio, permitindo o desenvolvimento de estratégias silvícolas que tenham em linha de conta o risco de incêndio. Este estudo, mais concretamente o Modelo 1 (modelo com variáveis biométricas), tal como os estudos desenvolvidos por Botequim *et al.* (*submetido*) e Marques *et al.* (*submetido b*) juntamente com os modelos desenvolvidos no âmbito do mesmo projecto que permitem determinar a mortalidade, permitindo ter uma estimativa do dano (Botequim *et al.*, *submetido a*); Garcia-González *et al.*, *submetido*; Marques *et al.*, *submetido c*) podem ser utilizados em estudos de optimização (Trasobares & Pukkala, 2004), para encontrar a gestão óptima para diferentes espécies e diferentes estruturas de povoamento, tendo em conta o risco de incêndio, como o dano potencial. Podem também ser realizado estudos de optimização ao nível do povoamento que incluam o risco de incêndio, sendo que a probabilidade pode ser calculada para cada um dos povoamentos existentes na paisagem e através de técnicas de optimização podem ser utilizadas para reduzir a continuidade de povoamentos com maior risco ou através da criação de uma paisagem mais fragmentada no que diz respeito a povoamentos com maior probabilidade de arder (González *et al.*, 2007; Loehle, 2004).

Este trabalho modelou a probabilidade de ocorrência de incêndio, mas devido à natureza estocástica dos incêndios esta probabilidade não dá a certeza que fora essas características do povoamento que determinaram a ocorrência do incêndio naquele povoamento e naquele período de incêndio, sendo o ideal a determinação da probabilidade de ocorrência de ignição. Antes da realização deste trabalho foi realizado um estudo prévio

para a possibilidade de construção de um modelo de probabilidade de ignição que tivesse em linha de conta variáveis biométricas, mas não foi possível fazer a sobreposição dos pontos de ignição e os perímetros de áreas ardidas, sendo que os pontos de ignição estão associados à toponímia, o que nem sempre está localizado onde realmente deflagrou o incêndio. Para estudos futuros seria interessante incorporar no modelo de probabilidade de ocorrência: (1) uma variável categórica que indicasse o valor da distância do povoamento ao ponto de ignição; (2) uma variável que indicasse se o povoamento é ou não gerido pelas empresas florestais ligadas à indústria, devido à gestão activa praticada pelas mesmas e a respectiva disponibilidade dos próprios meios de combate; (3) como também uma variável que indicasse a visibilidade dos postos de vigia.

No entanto os modelos construídos permitem avaliar os factores endógenos do povoamento que determinam a probabilidade de incêndio, sendo muito importante para uma gestão activa das florestas, tendo em conta os recentes anos catastróficos em termos de incêndios florestais. Sendo importante, ao nível do povoamento, a redução do combustível, em particular dos matos, que no caso das resinosas é muito elevado, privilegiando-se as limpezas de matos frequentes e a gestão rigorosa da densidade, sendo importante uma modificação da estrutura dos povoamentos de modo a dificultar a propagação do fogo, o que se pode conseguir através da criação de descontinuidades e da diversificação de espécies (consoante o tipo de habitat disponível). Este trabalho evidencia a importância de uma correcta gestão da floresta no desempenho desta face ao fogo, sendo fundamental encontrar formas colectivas para aumentar a superfície das áreas florestais sob gestão activa e melhorar a eficiência dos meios disponíveis para evitar e combater os incêndios florestais.

VI Referências bibliográficas

Agee J.K. 1997. The severe weather wildfire – too hot to handle?. *Northwest Science* **71(1)**: 153-156.

Agee, J. K., Skinner, C. N. 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments, *Forest Ecology and Management*, **211**: 83–96.

Alegria, C. M. M. 2004. *Estudo da Dinâmica do Crescimento e Produção dos Povoamentos Naturais de Pinheiro Bravo na Região de Castelo Branco*. Dissertação para a obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Florestal. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa. 501 pp.

Alexandrian, D., Esnauld, F. e Calabri G. 1999. Forest fires in the Mediterranean area *Unasyvla* **197**: 35–41.

Almeida, A. & Tomé, M. 2008. Sistema para a Predição do Crescimento da Cortiça. *Silva Lusitana* **16(1)**: 83-95.

Alves, A. M., Pereira, J. S. & Silva, J. M. N. 2007. A introdução e a expansão do eucalipto em Portugal. In Alves, A. M., Pereira, J. S. & Silva, J. M. N. (Eds.). *O Eucalipto em Portugal: Impactes Ambientais e Investigação Científica*, ISAPress. Lisboa. Pp. 13-60

Alves, J. M. S.; Espírito Santo, M. D., Costa, J. C., Gonçalves, H. C. & Lousã, M. F. 1998. *Habitats Naturais e Seminaturais de Portugal Continental. Tipos de Habitats mais Significativos e Agrupamentos Vegetais Característicos*. Instituto da Conservação e da Natureza. Lisboa. Pp. 19-214.

Andrews P.L. 1986. BEHAVE: Fire behavior prediction and fuel modeling system-BURN subsystem, Part 1. *General Technical Report INT-194*. Ogden, UT 80441. United States Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, 130p.

Aranha, J. & Alves, G. 2001 Criação de um Índice de Perigo de Incêndio para o Vale do Alto Tâmega. Proceedings of ESIG'2001- VI Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica, 14 pp., Oeiras.

Armand, D., Etienne, M., Legrand, C., Marechal, J., Valette J. 1993. Phytovolume, phytomasse et relations structurales chez quelques arbustes méditerranéens. *Annales des Sciences Forestières* **50(1)**: 79-89.

Baesa, M., Raventos, J., Escarré, A. 1998. Structural changes in relation to age in fireprone mediterranean shrubland. In 3rd International Conference on Forest Fire Research, 14th Conference on Fire and Forest Meteorology 2, ADAI, Coimbra, pp. 2567-2578.

Barreiro, S., Tomé, M. & Tomé, J. 2004. Modeling growth of unknown age even-aged eucalyptus stands. In Hasenauer, H. & Makela, A. (Eds), Modeling Forest Production. Scientific Tools-Data Needs and Sources. Validation and Application. Proceedings of the Internacional Conference Wien. Pp 34-43.

Bajocco, S., & Ricotta, C. (2008). Evidence of selective burning in Sardinia (Italy): Which land cover classes do wildfires prefer? *Landscape Ecology* **23**: 241–248.

Bessie W.C., Johnson E. A. 1995. The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology* **76(3)**: 747–762.

Borges, J. G & Uva, J. S. 2006. A Prevenção e o Combate a Incêndios no Âmbito do Ordenamento e da Gestão Florestal. In Pereira, J. S.; Pereira, J. M. C.; Rego, F. C.; Silva, J. M. N & Silva, T. P. (Eds). *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e prevenção*. ISAPress. Lisboa. Pp 385-407.

Botequim, B., Borges, P., Carreiras, J., Oliveira, M. M. O. & Borges, J. 2009. Development of a shrub growth model in understory conditions (preliminary model), *Technical Report – 7, FORCHANGE*, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

Botequim, B., Garcia-Gonzalo, J., Silva, A., Borges, J. G., Marques, S. Oliveira, M. M., Tomé, J., Tomé, M. & Pereira, J. M. C. Modeling post-fire damage and tree mortality in forest stands in Portugal. *Submetido a)*

Botequim, B., Marques, S., Garcia-Gonzalo, J., Borges, J. G., Borges, P. Tomé, M., Oliveira, M. M. Developing wildfire risk probability models for *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. *Submetido b)*

- Brillinger, D. R., Preisler, H. K. & Naderi, H. M. 2004. Wildfire chances and probabilistic risk assessment. *Proceedings of Accuracy 2004 and Ties 2004*, Portland, Maine.
- Bylin, C. V. 1982. Estimating dbh from stump diameter from 15 southern species. *USDA Forest Service Research Note SO-286*, 3 pp.
- Cardille, J.A., Ventura, S.J., Turner, M. G. 2001. Environmental and social factors influencing wildfires in the Upper Midwest, United States. *Ecological Applications* **11**: 111–127.
- Carreiras, J. M. B. & Pereira J. M. C. 2006. An Inductive fire risk map for Portugal. V *International Conference on Forest Fire Research*, Portugal.
- Carvalho, J. 2000. *Produção e Ecologia de Povoamentos de Quercus pyrenaica Willd. em Portugal Continental*. Dissertação de Doutoramento. UTAD, Vila Real. 213 pp.
- Castro, F. X., Tudela, A., Sebastià, M. T. 2003. Modeling moisture content in shrubs to predict fire risk in Catalonia (Spain). *Agricultural and Forest Meteorology* **116**: 49–59.
- Catry, F. X., Damaseno, P., Silva, J. S., Galante, M. & Moreira, F. 2007. Spatial distribution patterns of wildfire ignitions in Portugal. In *Proceedings of the 4th Internacional Wildland Fire Conference*, 13-17 May 2007. UNISDR, FAO, UU. Seville, Spain. 10 pp. (Edição em CD-ROM).
- Catry, F. X., Rego, F. C., Bação, F. L. & Moreira, F. 2009. Modeling and mapping wildfire ignition risk in Portugal. *International Journal of Wildland Fire* **18(8)**: 921-931
- Ceccato P., Gobron, N., Flasse, S., Pinty, B., Tarantola, S. 2002. Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1 Theoretical approach. *Remote Sensing of Environment* **82**:188–197.
- CELPA 2009. *Boletim Estatístico 2008*. Lisboa: CELPA – Associação da Indústria Papeleira.
- Chou, Y.H. 1992. Management of wildfires with a geographical information system. *Internacional Journal of Geographical Information System* **6(2)**:123–140.
- Chou, Y. H., Minnich, R. A., Chase, R. A. 1993. Mapping probability of fire occurrence in San Jacinto Mountains, California, USA. *Environmental Management* **17**: 129–140.

- Chuvieco, E., Congalton, R. G. 1989. Application of remote sensing and geographic information systems to forest fire hazard mapping. *Remote Sensing of Environment* **29**: 147–159.
- Chuvieco, E.; Salas, F. J. Carvacho, L. & Rodriguez-Silva, F. 1999. Integrated fire risk mapping. In Chuvieco, E., (Ed). *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. Berlin, Springer-Verlag. Pp 61-84.
- Chuvieco, E., Allgöwer, B., Salas, F.J. 2003. Integration of physical and human factors in fire danger assessment. In: Chuvieco, E. (Ed.). *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data*. World Scientific Publishing, Singapore. Pp. 197–218.
- Chuvieco, E. Aguado, I. Yebra, M. Nieto, H. Salas, J. Martín, M. P., Vilar, L., Martínez, J. Martín, S., Ibarra, P., de la Riva, J., Baeza, J., Rodríguez, F., Molina, J. R., Herrera, M. A. & Zamora, R. 2010. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling* **221**: 46-58.
- Correia, A. V., Oliveira, A. C. & Fabião, A. 2007. Biologia e ecologia do pinheiro-bravo. In Silva, J. S. (Ed.). *Pinhais e eucaliptais - A floresta cultivada*. Pp. 65-88. Volume IV. De Silva, J. S. (Coord. Ed.) 2007. *Colecção Árvores e Florestas de Portugal*. Jornal Público / Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento / Liga para a Protecção da Natureza. Lisboa. 9 volumes.
- Costa, A. & Pereira, H. 2007a. Montados e sobreirais: uma espécie, duas perspectivas In Silva, J. S. (Ed.) *Árvores e Florestas de Portugal. Os Montados: muito para além das árvores*. Pp 17–37. Volume III. De Silva, J. S. (Coord. Ed.) 2007. *Colecção Árvores e Florestas de Portugal*. Jornal Público / Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento / Liga para a Protecção da Natureza. Lisboa. 9 volumes.
- Costa, A. & Pereira, H. 2007b. A silvicultura do sobreiro. In Silva, J. S. (Ed.) *Árvores e Florestas de Portugal. Os Montados: muito para além das árvores*. Pp 39–58. Volume III. De Silva, J. S. (Coord. Ed.) 2007. *Colecção Árvores e Florestas de Portugal*. Jornal Público / Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento / Liga para a Protecção da Natureza. Lisboa. 9 volumes.

Cruz, M. G. & Viegas, D. X. 1998. Fire behaviour in some common Central Portugal fuel complexes: Evaluations of fire behaviour models performance. In *3rd International Conference on Forest Fire Research, 14th Conference on Fire and Forest Meteorology* **1**: 859- 875.

Cumming S. G. 2001. Forest type and wildfire in the Alberta boreal mixedwood: What do fires burn?. *Ecological Applications* **11(1)**: 97–110.

Diéguez Aranda, U., Barrio Anta, M., Castedo Dorado, F. & Balboa Murias, M. 2003. Estimación del diámetro normal y del volumen del tronco a partir de las dimensiones del tocón para seis especies forestales comerciales de Galicia. *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales* **12 (2)**: 131- 139.

DGF 2001. Inventário Florestal Nacional: Portugal Continental, 3ª Revisão. Direcção Geral das Florestas, Lisboa Portugal. 233 pp.

DGRF 2007a. Estratégia Nacional para as Florestas (1ª ed.). Imprensa Nacional – Casa da Moeda.

DGRF 2007b, Resultados do Inventário Florestal Nacional 2005/2006, 5ª Revisão , Direcção-Geral dos Recursos Florestais,Lisboa. 70 pp.

Dickson, B. G., Prather, J. W., Xu Y., Hampton, H. M., Aumack, E. N. & Sisk, T. D. 2006. Mapping the probability of large fire occurrence in northern Arizona, USA. *Landscape Ecology* **21**: 747–761

Durão, R. M., Pereira, M. J., Branquinho, C. & Soares, A. 2010. Assessing spatial uncertainty of the Portuguese fire risk through direct sequential simulation. *Ecological Modelling* **221**: 27-33.

Eastman, J. R. 2001. Guide to GIS and Image Processing. *IDRISI 32 Release 2 (2)*: 144 pp.

Estanislád, L, Tarrega, R., Calvo, L., 1990. Biomass and biomass regeneration after disturbance in shrub communities in Leon Province (NW Spain). In *Biomass for Energy and Industry, 5th Conference, Vol. 1, Policy, Environment, Production and Harvesting*. Commission of the European Communities. Pp. 114-120.

European Commission, 2009, Forest Fires in Europe 2008, *EUR 23971 EN*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 77 pp.

Falcão, A. 1997. DUNAS – A growth model for the National Forest of Leiria. *Empirical and Process-based Models for Forest Tree and Stand Growth Simulation*. Setembro. Oeiras, Portugal. Pp. 20-26.

FAO, 2007. Fire Management-Global Assessment 2006. *A Thematic Study Prepared in the Framework of the Global Forest Resources Assessment*. FAO, Rome.

Farris, C., Pezeshki, C., Neuenschwander, L. F. 2000. A comparison of fire probability maps derived from GIS modelling and direct simulation techniques. In Neuenschwander, L.F., Ryan, K.C. (Eds.). *Crossing the Millennium: Integrating Spatial Technologies and Ecological Principles for a New Age in Fire Management*. Proceedings of the Joint Fire Science Conference and Workshop, Boise, Idaho, June 15–17, 1999. Pp. 131–138.

Fernandes, P. M. & Pereira, J.P., 1993. Caracterização de combustíveis na Serra da Arrábida. *Silva Lusitana* **1(2)**: 237–260.

Fernandes, P. M., Luz, A., Loureiro, C., Godinho-Ferreira, P., Loureiro, H. 2006. Fuel Modelling and fire hazard assessment based on data from Portugal National Inventory. In Viegas, X. (Ed.). *Proceedings of the International Conference on Forest Fire Research*, ADAI, Figueira da Foz.

Fernandes, P.M. & Rego, F.C. 1998. Equations for fuel loading estimation in shrub communities by *Chamaespartium tridentatum* and *Erica umbellata*. In 3rd International Conference on Forest Fire Research. 14th Conference on Fire and Forest Meteorology **1**: 467-482.

Fernandes, P. & Rigolot, E. 2007. The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.), *Forest Ecology and Management* **241**: 1–13.

Fernandes, P.M., Ruivo, L., Gonçalves, P., Rego, F., Silveira, S. 2000. Dinâmica da combustibilidade nas comunidades vegetais da reserva natural da Serra da Malcata. In *Livro de Actas do Congresso Ibérico de Fogos Florestais*, 17-19 Dez., Escola Superior Agrária de Castelo Branco, pp. 177-186.

- Finney, M. A. 2005. The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire, *Forest Ecology and Management* **211**: 97-108.
- Fontes, A. M. P. F. & Gonçalves, A. J. B. 2005. Cartografia de risco de incêndio do Parque Nacional da Peneda-Gerês e gestão adequada dos recursos florestais e sistemas naturais. *X Colóquio Ibérico de Geografia – “A Geografia Ibérica no Contexto Europeu”*. Évora. 15pp.
- Freire, J. 2009. *Modelação do Crescimento e da Produção de Pinha no Pinheiro Manso*. Dissertação de Doutoramento em Engenharia Florestal. Instituto Superior de Agronomia, UTL, Lisboa.
- Freire, S., Carrão, H., Caetano, M. R. 2002. Produção de Cartografia de Risco de Incêndio Florestal com Recurso a Imagens de Satélite e Dados Auxiliares. *Proceedings do ESIG'2002*, VII Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica, Oeiras. (Edição em CD-ROM)
- Garcia-Gonzalo, J., Marques, S., Borges, J. G., Botequim, B., Oliveira, M. M. Tomé, J. & Tomé M. A three-step approach to post-fire mortality modeling in Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait) stands for enhanced forest planning in Portugal. *Submetido*
- Godinho-Ferreira, P., Azevedo A., Vaz P., Rego F. 2006. Composition, configuration and vertical structure of Portuguese forests: implications in wildfire probability. In Viegas, D. X. (Ed.). *Proceedings of the V International Conference on Forest Fire Research*. 27-30 November 2006. ADAI, Figueira da Foz, Portugal
- González, J. R., Palahi, M., Trasobares, A. and Pukkala, T. 2006. A fire probability model for forest stands in Catalonia (north-east Spain). *Annals of Forest Science* **63**: 169-176.
- González, J. R., Palahí, M. & Pukkala, T. 2007. Integrating fire risk considerations in forest management planning in Spain – a landscape level perspective. *Landscape Ecology* **20 (8)**: 957-970.
- Hernandez-Leal, P. A., Arbelo, M. & Gonzalez-Calvo, A. 2006. Fire risk assessment using satellite data. *Advances in Space Research* **37**: 741-746.
- Hardy C. C. 2005. Wildland fire hazard and risk: problems, definitions, and context. *Forest Ecology and Management* **211**: 73–82.

Hosmer, D.W., Lemeshow, S. 2000. Applied logistic regression. New York. John Wiley.

IGP 2004. Cartografia de risco de incêndio florestal. Relatório do distrito de Viseu. Centro de Exploração e Gestão de Informação e Situações de Emergência, Relatório Técnico.

INE 2003. Dados Estatísticos da População em Portugal – Censos 2001. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.

INE 1996. Dados Estatísticos da População em Portugal – Censos 1991. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.

Keeley J. E., Fotheringham C.J. & Morais M. 1999. Reexamining fire suppression impacts on brushland fire regimes. *Science (in reports)* **284**: 1829–1832.

Koutsias, N., Allgower, B., & Conedera, M. 2002. What is common in wildland fire occurrence in Greece and Switzerland - Statistics to study fire occurrence pattern. - In Viegas, D. X. (Ed.), *IV International Conference on Fire Research*. 2002 Wildland Fire Safety Summit. ADAI, University of Coimbra, pp. 14.

Latham, D.J.; Schlieter, J.A. 1989. Ignition probabilities of wildland fuels based on simulated lighting discharges. Research Paper INT-411. Ogden. UT: Intermountain Research Station. Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 16 p.

Lepart, J. & Debusshe, M. 1992. Human impact on landscape patterning: Mediterranean examples. In Hansen, A. J. & di Castri, F. (Eds) *Landscape Boundaries: Consequences for Bioti Diversity and Ecological Flows*: 76-106. Springer-Verlag, New York.

Loehle, C. 2004. Applying landscape principles to fire hazard reduction. *Forest Ecology and Management* **198**: 261-267.

Loftsgaarden, D., Andrews P. L. 1992. Constructing and testing logistic regression models for binary data: applications to the National Fire Danger Rating System. *General Technical Report INT-286*. Ogden, UT. Intermountain Research Station. Forest Service U.S. Department of Agriculture. 36 p.

- Lozano, F. J., Suarez-Seone, S., Kelly, M. & Luis, E. 2008. A multi-scale approach for modeling fire occurrence probability using satellite data and classification trees: A case study in a mountainous Mediterranean region. *Remote Sensing of Environment* **112**: 708-719
- MADRP (Grupo de Reflexão Estratégica). 2006. Plano Nacional para o Desenvolvimento Rural 2007-2013 – Revisão Novembro 2009. Portugal.
- Marques, S., Borges, J. G., Garcia-Gonzalo, J., Moreira, F., Carreiras, J.M.B., Oliveira, M.M., Cantarinha, A. , Botequim, B. & Pereira, J. M. C. Characterization of wildfires in Portugal, 22pp. *Submetido a)*
- Marques, S., Botequim B., Garcia-Gonzalo, J., Borges J. G., Oliveira M. M., Tomé, J., Tomé, M. Assessing wildfire risk probability in Pinus pinaster Ait. stands in Portugal. *Submetido b)*.
- Marques, S., Garcia_Gonzalo, J., Borges J. G., Botequim B., Oliveira, M. M. Tomé, J. Tomé, M. Developing post-fire *Eucalyptus globulus* stand damage and tree mortality models for enhanced forest planning in Portugal. *Submetido c)*.
- Martínez, J., Chuvieco, E., Martin, M.P. 2004. Estimating human risk factors in wildland fires in Spain using logistic regression: II. *International Symposium on Fire Economics, Planning and Policy: A Global Vision*. University of Cordoba, Córdoba. p.15. (Edição CD-ROM)
- Martínez, J., Vega-García, C., Chuvieco, E. 2009. Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. *Journal of Environmental Management* **90**: 1241–1252.
- McClure J.P. 1968. Predicting tree dbh from stump measurements in the southeast. *Research Note SE-99*. USDA-Forest Service, 4pp.
- Mercer, D. E. & Prestemon, J. P. 2005. Comparing production function models for wildfire risk analysis in the wildfire risk analysis in the wildland-urban interface. *Forest Policy and Economics* **2**: 782-795
- Mermoz, M., Kitzberger, T., Veblen, T. T. 2005. Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands. *Ecology* **86(10)**: 2705–2715.

- Moreira F., Rego F. C., Ferreira P. G. 2001. Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: Implications for fire occurrence. *Landscape Ecology* **16**: 563–574.
- Moreira, F., Vaz, P., Catry, F., Silva, J. S. 2009. Regional variations in wildfire preference for land cover types in Portugal: Implications for landscape management to minimize fire hazard. *International Journal of Wildland Fire* **18(5)**: 563–574.
- Moreno J. M. 1999. Forest fires: trends and implications in desertification prone areas of Southern Europe. In: Balabanis P., Peter D., Ghazi A. and Tsogas M. (Eds), *Mediterranean Desertification: Research Results and Policy Implications 1*. DG Research, European Commission EUR. Pp. 115–150.
- Moritz M.A. 2003. Spatio-temporal analysis of controls on shrubland fire regimes: age dependency and fire hazard. *Ecology* **84(2)**: 351–361.
- Moritz, M. A., Keeley J. E., Johnson E. A. & Schaffner A. A. 2004. Testing a basic assumption of shrubland fire management: how important is fuel age ?. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2(2)**: 67–72.
- Nunes, M. C. S., Vasconcelos, M. J., Pereira, J. M. C., Dasgupta, N., Alldredge, R.J., Rego, F. C. 2005. Land cover type and fire in Portugal: Do fires burn land cover selectively? *Landscape Ecology* **20**: 661–673.
- NWCG, 1995. Glossary of wildland fire terminology. *PMS 205 NFES 1832*, National Interagency Fire Center, Boise, ID.
- NWCG, 2005. Glossary of wildland fire terminology. *PMS 205 NFES 1832*, National Interagency Fire Center, Boise, ID.
- Oliveira, T.M., 1998. *Cartografia quantitativa de formações arbustivas empregando dados de detecção remota (região florestal do Alto-Dão e Lafões)*. Tese de mestrado em Gestão dos Recursos Naturais, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, 127 pp.

Onofre, N. 2007. A fauna dos montados de azinho *In* Árvores e Florestas de Portugal – 03 – Os Montados: muito para além das árvores. Edição Público e Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento. Lisboa. Pp 131 – 159.

Palahí, M., Miina, J., Tomé, M. & Montero, G. 2002. Stand-level yield model for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in north-east Spain. *Investigation Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* **Volume 11 (2)**: 409-424.

Papió, C., Trabaud, L., 1991. Comparative study of the aerial structure of five shrubs of mediterranean shrublands. *Forest Science* **37**: 146-159.

Paúl, J. C. 1993. *Caracterização biofísica e georreferenciação de parcelas de inventário de vegetação no Parque Natural das Serras de Aire e Candeeiros*. Relatório de fim de curso em Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, 41 pp.

Pausas, J. & Vallejo, V. R. 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. *In* E Chuvieco (Ed.) *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 3-16

Pearce, J. & Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* **133**: 225–245.

Pereira, J. M. C. & Santos, M. T. N. 2003. Pereira J.M.C. & Santos T.N. 2003. *Fire risk and burned area mapping in Portugal*. Direcção Geral das Florestas, Lisboa, Portugal.

Pereira, J. M. C., Carreiras, J. M. B., Silva, J. M. N. & Vasconcelos, M. J. 2006. Alguns Conceitos Básicos sobre os Fogos Rurais em Portugal. *In* Pereira, J. S., Pereira, J. M. C., Rego, F. C., Silva, J. M. N. & Silva, T. P (Eds). *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*. ISAPress, Lisboa. Pp. 133-162.

Pereira, J. S., Correia, A., Correia, A. & Borges, J. G. 2010. Floresta. *In* Pereira, H. M., Domingos, T. & Vicente, L. (Eds). *Ecossistemas e Bem-Estar Humano – Avaliação para Portugal do Millenium Ecosystem Assessment*. Escolar Editora, Lisboa

- Pereira, J. S., Martins, H. & Borges, J. G. C. 2007 Forests for the 21th Century? In Pereira, M. S. (Ed.) *A Portrait of State-of-the-Art Research at the Technical University of Lisbon*. Springer, Netherlands. Pp. 385-400.
- Pereira, J. M. C., Sequeira, N. M. S., Carreiras, J. M. B., 1995. Structural properties and dimensional relations of some mediterranean shrub fuels. *International Journal of Wildland Fire* **5(1)**: 35-42.
- Piñol, J., Terradas, J., Lloret, F. 1998. Climate Warming, wildfire hazard and wildfire occurrence in Coastal Eastern Spain. *Climatic Change* **38**: 345–357.
- Pollet J., Omi P.N. 2002. Effect of thinning and prescribed burning on crown fire severity in ponderosa pine forests. *International Journal of Wildland Fire* **11**: 1–10.
- Preisler, H. K., Brillinger, D. R., Burgan, R., E. & Benoit, J. W. 2004. Probability based models for estimation of wildfire risk. *International Journal of Wildland Fire* **13**: 133-142
- Preisler, H. K. & Westerling, A. L. 2005. Estimating Risk Probabilities for Wildland Fires. *Proceedings of the 2005 Joint Statistical Meetings*. Minneapolis, Minnesota, 9 p.
- Preisler, H.K. & Westerling, A.L. 2007. Statistical Model for Forecasting Monthly Large Wildfire Events in Western United States. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, **46(7)**: 1020–1030.
- Pyne, S. J. 1995. World fire. In *The Culture of Fire on Earth*. University of Washington Press, Seattle and London.
- Rego F. 1992. Land use change and wildfires. In Teller A., Mathy P. and Jeffers J.N.R. (Eds), *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*. Elsevier Applied Science, London, UK. Pp. 367–373.
- Rego, F. C., Pereira J. P., Fernandes, P. M., Almeida, A. F. 1994. Biomass and aerial structure characteristics of some mediterranean shrub species. 2nd *International Conference on Forest Fire Research* **1B**: 377-384.
- Regueira, L., Castiñeiras, J., Añon, J. 1998. Prevention of, and fight against forest fires through the elaboration of energy maps, and the use of energy contained in forest waste. In

3rd International Conference on Forest Fire Research, 14th Conference on Fire and Forest Meteorology 2: 2227-2242.

Ribeiro, J. 2008. *A detecção remota no inventário florestal – Análise das potencialidades da utilização das imagens de satélite*. Tese de Mestrado em Ciência e Sistemas de Informação Geográfica. Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação. Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, 138 p.

Rodrigues, M.T., 1999. *Detecção remota por satélite de matos mediterrânicos de cistáceas*. Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Ciências do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, 137 pp.

Rothermel, R. 1983. How to predict the spread and intensity of forest and range fires. USDA, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT-143. (Ogden, UT).

Schmidt, K. M., Menakis, J. P., Hardy, C. C., Hann, W. J., Bunnell, D. L. 2002. Development of coarse-scale spatial data for wildland fire and fuel management. *General Technical Report RMRS-GTR-87*. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 41 p.

Schoenberg F. P., Peng R., Huang Z., Rundel P. 2003. Detection of nonlinearities in the dependence of burn area on fuel age and climatic variables. *International Journal of Wildland Fire* 12:1–6.

Silva, G. R. F. 2000. *Teste de metodologia para a detecção de alterações no coberto florestal utilizando imagens de satélite Landsat 5TM*. Relatório do trabalho de fim de curso de Engenharia Florestal. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 49pp

Silva, J.M. 1990. La gestion forestière et la silviculture de prévention des espaces forestiers menacés par les incendies au Portugal. *Revue Forestière Française* 40 (nº spécial): 337–345.

Silva, J.S., Catry, F. 2006. Forest fires in cork oak (*Quercus suber*) stands in Portugal. *International Journal of Environmental Studies* 63: 235–257.

Silva, J. & Ribeiro, J. 2002. Manual de silvicultura, prevenção de incêndios através da intervenção no subcoberto. Direcção-Geral das Florestas, 10^o cap., 8 p.

Silva J. S., Moreira F. Vaz P. Catry, F & Godinho-Ferreira, P. 2009. Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal. *Plant Biosystems* **143** (3): 597–608.

Silva, J. S., Sequeira, E., Catry, F. & Aguiar, C. 2007. Os contras. In Silva, J. S. (Ed.). Pinhais e eucaliptais - A floresta cultivada. Pp. 221-259. Volume IV. De Silva, J. S. (Coord. Ed.) 2007. Colecção Árvores e Florestas de Portugal. Jornal Público / Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento / Liga para a Protecção da Natureza. Lisboa. 9 volumes.

Silva, T. P., Pereira, J. M. C., Paúl, J.C., Santos, M.T.N. & Vasconcelos, M.J.P. 2006. Estimativa de emissões atmosféricas originadas por fogos rurais em Portugal (1990-1999). *Silva Lusitana* **14**(2): 239 – 263.

Simões, S. M. 2006. *Expansão ao Alentejo e Algarve de uma curva de acumulação Pós-Fogo para a Biomassa Arbustiva*. Relatório do Trabalho de Fim de Curso de Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa. pp 45

Specht, R.L. 1988. Mediterranean-type ecosystems. A data source book. Kluwer academic publishers. *Tasks for Vegetation Science* **19**: 248 pp.

Tomé, M., 2004. Modelo de crescimento e produção para a gestão do montado de sobro em Portugal. Relatório final do projecto POCTI/AGR/35172/99. *Publicações GIMREF RFP 1/2004*. Universidade Técnica da Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Centro de Estudos Florestais, Lisboa, Portugal.

Tomé, M., 2005. Manual da Versão Interactiva do Modelo SUBER-FOR. *Relatório Técnico-Científico, GIMREF, n.º 1/2005*. Universidade Técnica da Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Centro de Estudos Florestais, Lisboa, Portugal.

Tomé, M., Meyer, A., Ramos, T., Barreiro, S., Faias, S. P., Cortiçada, A., 2007c. Equações para a predição de variáveis da árvore desenvolvidas no âmbito do tratamento dos dados do Inventário Florestal Nacional 2005-2006. *Publicações GIMREF. RT 3/2007*. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. Centro de Estudos Florestais. Lisboa.

Tomé, M., Oliveira, T. & Soares, P. 2006. O modelo GLOBULUS 3.0. Dados e equações. *Relatórios Técnico – Científicos do GIMREF*, nº2/2006. Departamento Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.

Trasobares A., Pukkala T. 2004. Optimising the management of uneven-aged *Pinus sylvestris* L. and *Pinus nigra* Arn. mixed stands in Catalonia, north-east Spain. *Annals of Forest Science* **61** (8): 747–758.

Vasconcelos, M. J. P., Silva, S., Tomé, M., Alvim, M., Pereira, J. M. C. 2001. Spatial prediction of fire ignition probabilities: comparing logistic regression and neural networks. *Photogrametric Engineering & Remote Sensing*. **67** (1): 73-81.

Vega, J., Cuiñas, P., Fontúrbel, T., Pérez-Gorostiaga, P., Fernández, C., 1998. Predicting fire behavior in galician (NW Spain) shrubland fuel complexes. In 3rd International Conference on Forest Fire Research, 14th Conference on Fire and Forest Meteorology **1**: 713-718

Vega-García, C., Woodard, T., Adamowicz, Lee, B., 1995. A logit model for predicting the daily occurrence of human caused forest fires. *Internacional Journal of Wildland Fire* **5**: 101–111.

Vilar Del Hoyo, L., Martin-Isabel, M. P., Martínez-Vega, F. J., 2008. Empleo de técnicas de regresión logística para la obtención de modelos de riesgo humano de incendio forestal a escala regional. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* **47**: 5–29.

Vélez, R. (1990) Mediterranean forest fires: a regional perspective. *Unasylva* **162**: 3-9.

Vélez, R. (2006) A defesa da floresta contra incêndios florestais: estratégias, recursos, organização. In Pereira, J. S., Pereira, J. M. C., Rego, F. C., Silva, J. M. N., Silva, T. P. (Eds.). *Incêndios Florestais em Portugal: caracterização, impactes e prevenção*. ISAPress, Lisboa. Pp. 355-368.

Zedler, P. H. & Rego, F. C. 2006 Regimes do Fogo e Biodiversidade: Respostas dos Ecossistemas e Alternativas de Gestão. In Pereira, J. S., Pereira, J. M. C., Rego, F. C., Silva, J. M. N. & Silva, T. P. (Eds.). *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*. ISAPress, Lisboa. Pp. 200-227.

ANEXO I

EQUAÇÕES UTILIZADAS NA SIMULAÇÃO DO CRESCIMENTO DAS VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS DAS PARCELAS ARDIDAS

ANEXO I – Equações utilizadas na simulação do crescimento das variáveis biométricas das parcelas aridas

A. Pinheiro bravo

i. DUNAS

$$SI = \frac{45,9461}{1 - (1 - \frac{45,9461}{h_{dom1}}) (\frac{t1}{50})^{1.04853}}$$

$$G2 = \frac{54.9702}{1 - (1 - \frac{54.9702}{G1}) (\frac{t1}{t2})^{2.50047}}$$

SI: índice de qualidade da estação (m);

hdom1: altura dominante dada pelo inventário (m);

t1: idade do povoamento à data do inventário (anos);

G: área basal do povoamento à data do inventário (m².ha⁻¹)

ii. PBIRROL

$$h = h_{dom}(1 + ae^{0,0883h_{dom}})(1 - e^{-1,0959\frac{d}{h_{dom}}})$$

$$a = 0,0509 + 0,0528\frac{N}{1000} + 0,00488dg - 0,00553d_{dom} + 0,00036Gmd$$

$$Sh25 = 1,3 + (h - 1,3) \frac{(1 - e^{-1,725})}{(1 - e^{-0,0469d})}$$

$$t = \frac{1}{-0,0147} \ln \left(\frac{-6,893 \times 10^8}{592,8 + 8,9809d + 15,6398dg + 2,017Gmd - 377,4\frac{h}{h_{dom}} + 372\frac{h}{Sh25} - 1} \right)$$

$$rcmédia = 1 - e^{-(1,1414 + 0,000629h_{dom} + 0,000048N - 0,00148G + 0,00933h_{média} + 0,00164tmédia)^{10}}$$

$$idpot = (20,94348 + 1,7417Sh25) \times \left(\frac{dt1}{20,94348 + 1,7417Sh25} \right)^{\left(\frac{t1}{t2} \right)^{1,1325}} - dt1$$

$$dt2 = dt1 + idpot \times e^{-0,1893 + 0,00245Gmd + 0,7052\frac{d}{dg} + 0,8475rcmédia - 0,00054N}$$

$$hdomt2 = 19,62270345 \left(\frac{hdomt1}{19,62270345} \right)^{\left(\frac{tmédia1}{tmédia2} \right)^{2,24166088}}$$

<i>d</i> :	diâmetro à altura do peito com casca (DAP) (cm);
<i>dt1</i> :	diâmetro à altura do peito com casca no momento t1 (cm);
<i>dt2</i> :	diâmetro à altura do peito com casca no momento t2 (cm);
<i>Gmd</i> :	área basal por hectare das árvores maiores que a árvore objecto (m ² .ha ⁻¹);
<i>h</i> :	altura total (m);
<i>t</i> :	idade da árvore (anos);
<i>t₁</i> :	momento t1;
<i>t₂</i> :	momento t2;
<i>ddom</i> :	diâmetro dominante (cm)
<i>dg</i> :	diâmetro médio (cm);
<i>hdom</i> :	altura dominante (m);
<i>hdom_{t1}</i> :	altura dominante no momento t1 (m);
<i>hdom_{t2}</i> :	altura dominante no momento t2 (m);
<i>hmédia</i> :	altura média (m);
<i>tmédia</i> :	idade média ao nível do povoamento (anos);
<i>rcmédia</i> :	proporção média da copa.

B. Eucalipto

$$hdom_{i+1} = 84,2463 e^{\frac{-k}{\left(\frac{-k}{\ln(hdom_i/A)} \right)^{\frac{1}{n}} + 1}^n}$$

$$A = 84.2463$$

$$k = 3.0839 - 0.1142 G_i + 0.1202 hdom_i$$

$$n = 0.4057$$

$$G_{i+1} = A e^{\frac{-k}{\left(\frac{-k}{\ln(G_i/A)} \right)^{\frac{1}{n}} + 1}^n}$$

$$A = 63.9939 hdom_i$$

$$k = 9.8573 + 0.4420 hdom_i - 2.2890 \frac{N_{i(d>5)}}{1000}$$

$$n = 0.4141$$

hdom Se $k < 2.5$ então $k = 2.5s$

Se $k > 5.5$ então $k = 5.5$

G Se $k < 9$ então $k = 9$

Se $k > 20$ então $k = 20$

- G:** área basal do povoamento'
hdom: altura dominante do povoamento
 $N_{(d>5)}$: nº de árvores com DAP>5cm
N: nº de árvores
i: índice reportado ao instante no tempo

C. Pinheiro Silvestre

$$G2 = G1 \times e^{(-16,8549 \times (\frac{1}{tdom1} - \frac{1}{tdom2}))} \times (\frac{hdom2}{hdom1})^{1,3635} \times (\frac{N2}{N1})^{0,3865}$$

$$hdom2 = \frac{hdom1^2}{18,6269 + tdom2 \times (\frac{tdom1}{hdom1} - 0,03119 \times tdom1 - \frac{18,6269}{tdom1} - 0,03119 \times tdom2)}$$

- hdom1:** altura dominante do povoamento fornecida pelo IFN (m)
hdom2: altura dominante do povoamento à data do incêndio(m)
tdom1: idade dominante do povoamento fornecida pelo IFN (anos)
tdom2: idade dominante do povoamento à data do incêndio (anos)

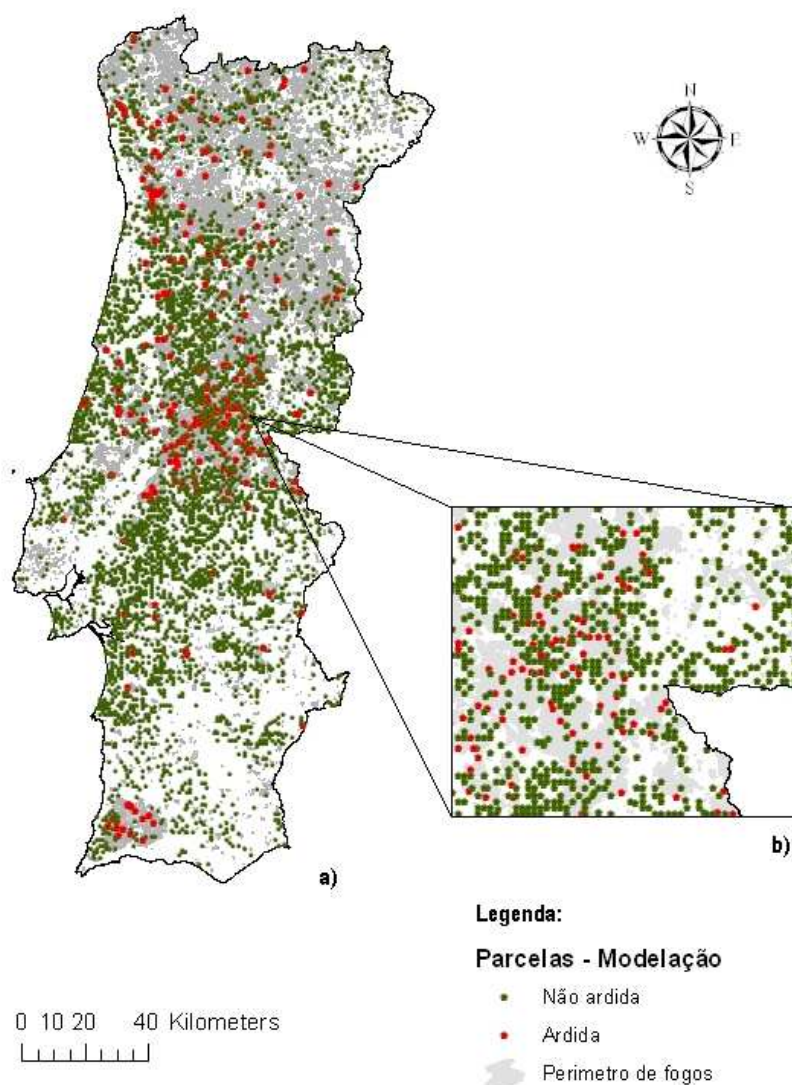
D. Carvalho negral

$$G2 = e^{(\frac{td1}{td2}) \ln G1 + 4.165(1 - \frac{td1}{td2}) - 0.677Xd(1 - \frac{td1}{td2})}$$

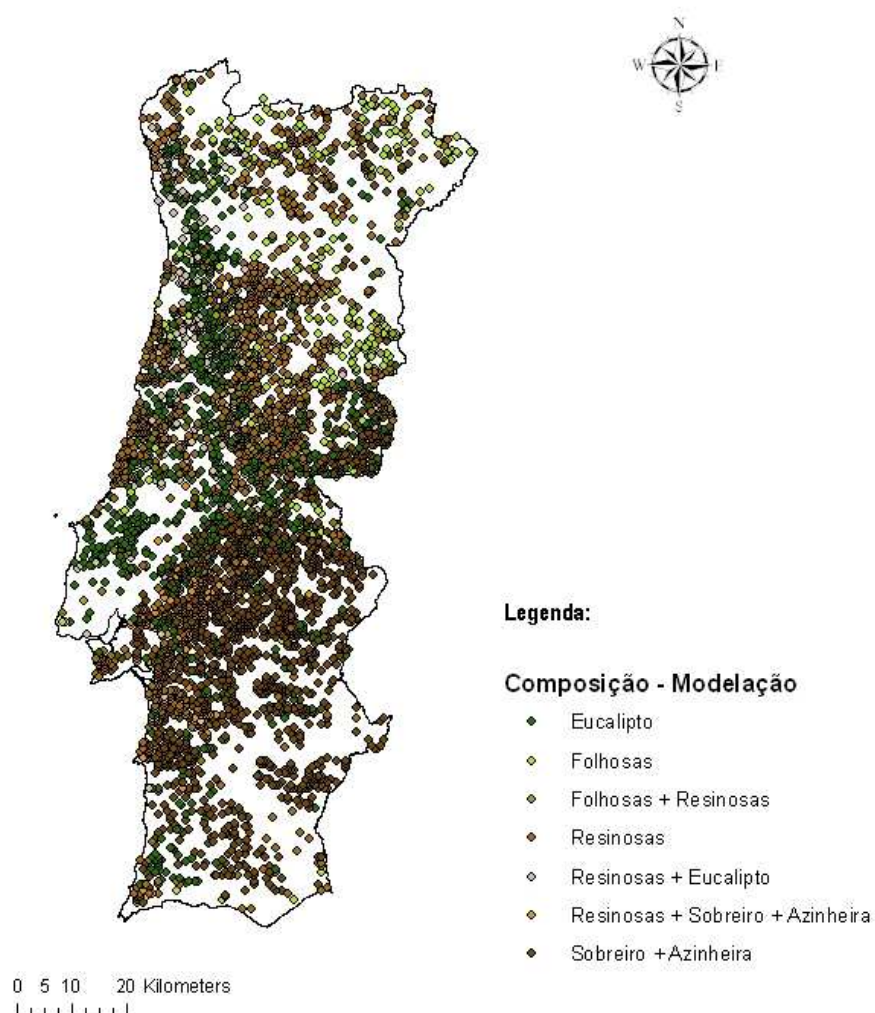
- td1:** idade de partida
td2: idade de projecção
G1: área basal de partida (m2)
Xd: índice de desbaste

ANEXO II
MAPAS DA DISTRIBUIÇÃO DAS
PARCELAS DE INVENTÁRIO
E RESPECTIVA COMPOSIÇÃO

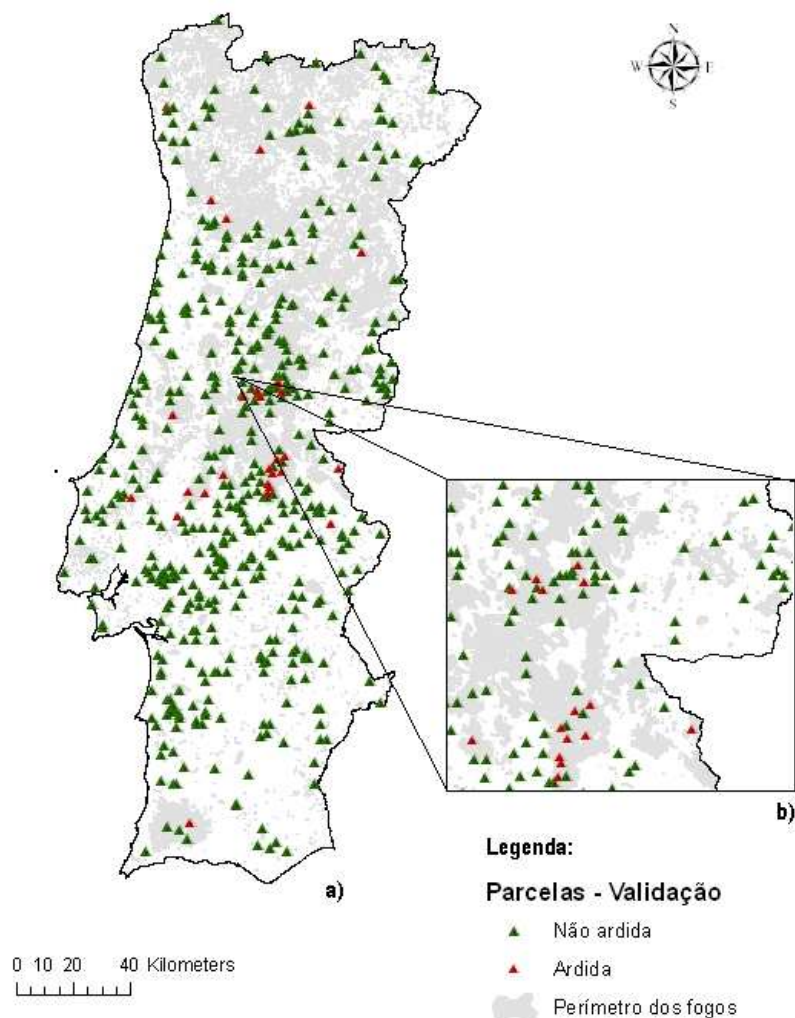
Anexo II - A) Mapa de Portugal Continental com a distribuição das parcelas ardidas e não ardidas usadas na modelação da probabilidade de ocorrência de incêndio e os perímetros das áreas ardidas para o período 1998-2003 e 2006-2007



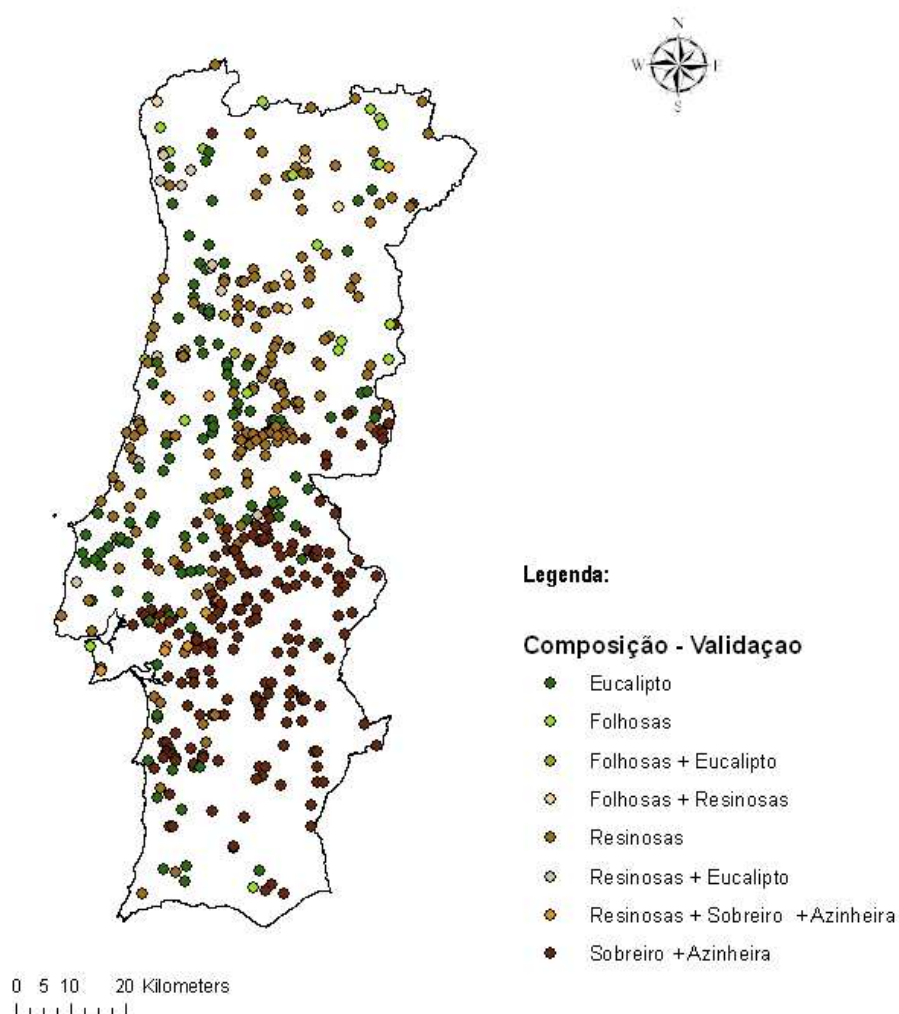
Anexo II - B) Mapa de Portugal Continental com a distribuição da composição das parcelas usadas na modelação da probabilidade de ocorrência.



Anexo II - C) Mapa de Portugal Continental com a distribuição das parcelas ardidas e não ardidas usadas na validação dos modelos e os perímetros das áreas ardidas para o período 1998-2003 e 2006-2007



Anexo II - D) Mapa de Portugal Continental com a distribuição da composição das parcelas usadas na validação dos modelos e os perímetros das áreas ardidas para o período 1998-2003 e 2006-2007



ANEXO III
TRANSFORMAÇÕES DAS VARIÁVEIS
CATEGÓRIAS DOS MODELOS

Anexo III - Transformação das variáveis categóricas

```
options pagesize=60 linesize=85 pageno=1;
Proc import datafile=RISKGENERIC.txt
out=RiskGen dbms=tab;
Run;
```

```
/* transformações nas variáveis*/
```

```
data RiskGen;
set RiskGen;
p=1;
if resposta=0.001 then resposta=0;
if resposta=0.999999 then resposta=1;
if resposta=0 then Ardida=0;
if resposta>0 then Ardida=1;
```

```
/*variavel categórica para o tipo de parcela*/
if Type="Adult" then Type_A=1;
else Type_A=0;
```

```
if Structure="Irregular" then Struc_U=1;
else Struc_U=0;
if Aspect="N" then Asp_N=1;
else Asp_N=0;
if Aspect="S" then Asp_S=1;
else Asp_S=0;
if Aspect="E" then Asp_E=1;
else Asp_E=0;
if Aspect="W" then Asp_W=1;
else Asp_W=0;
if Aspect="SW" then Asp_SW=1;
else Asp_SW=0;
if Aspect="SE" then Asp_SE=1;
else Asp_SE=0;
if Aspect="NW" then Asp_NW=1;
else Asp_NW=0;
if Aspect="NE" then Asp_NE=1;
else Asp_NE=0;
if Aspect="F" then Asp_F=1;
else Asp_F=0;
if RoadDist="> 1km" then RoadDist_1=1;
else RoadDist_1=0;
run;
proc logistic data= RiskGen descending;
```

```
/*identificar como categórica*/
class RoadDist (ref='< 1km');
class Type (ref='Young');
class Aspect (ref='SR');
class Structure (ref='Regular');
```

ANEXO IV
REGRESSÃO LOGÍSTICA:
MODELO 1

Anexo IV – A) Resultados do SAS referente ao ajustamento do Modelo 1

The LOGISTIC Procedure

Model Information

Data Set	WORK.RISKGEN
Response Variable	Ardida
Number of Response Levels	2
Model	binary logit
Optimization Technique	Fisher's scoring

Number of Observations Read	4678
Number of Observations Used	4678

Response Profile

Ordered Value	Ardida	Total Frequency
1	0	4427
2	1	251

Probability modeled is Ardida=1.

Model Convergence Status

Convergence criterion (GCONV=1E-8) satisfied.

Deviance and Pearson Goodness-of-Fit Statistics

Criterion	Value	DF	Value/DF	Pr > ChiSq
Deviance	1606.0848	4655	0.3450	1.0000
Pearson	4049.1647	4655	0.8699	1.0000

Number of unique profiles: 4661

Model Fit Statistics

Criterion	Intercept and Covariates	
	Intercept Only	
AIC	1958.722	1618.085
SC	1965.172	1656.789
-2 Log L	1956.722	1606.085

Testing Global Null Hypothesis: BETA=0

Test	Chi-Square	DF	Pr > ChiSq
Likelihood Ratio	350.6370	5	<.0001
Score	521.0252	5	<.0001
Wald	301.1132	5	<.0001

Analysis of Maximum Likelihood Estimates

Parameter	DF	Standard Estimate	Wald Error	Chi-Square	Pr > ChiSq
Intercept	1	3.7157	0.2286	264.1832	<.0001
Elevation	1	-0.00065	0.000298	4.7232	0.0298
Biom	1	-0.1150	0.00709	262.9221	<.0001
DG	1	0.0219	0.00718	9.3215	0.0023
N	1	-0.00038	0.000134	8.1012	0.0044
Phard	1	0.0123	0.00450	7.4290	0.0064

Odds Ratio Estimates

Effect	Point Estimate	95% Wald Confidence Limits
Elevation	0.999	0.999 1.000
Biom	0.891	0.879 0.904
DG	1.022	1.008 1.037
N	1.000	0.999 1.000
Phard	1.012	1.003 1.021

Association of Predicted Probabilities and Observed Responses

Percent Concordant	80.6	Somers' D	0.623
Percent Discordant	18.3	Gamma	0.630
Percent Tied	1.1	Tau-a	0.063
Pairs	1111177	c	0.812

Anexo IV – B) Resultado do SAS referente à tabela de classificação do Modelo 1

Classification Table

Prob	Correct		Incorrect		Percentages					
	Non-	Non-			Sensi-	Speci-	False	False		
	Level	Event	Event	Event	Correct	tivity	ficity	POS	NEG	
0.000	251	0	4427	0	5.4	100.0	0.0	94.6	.	
0.020	243	1583	2844	8	39.0	96.8	35.8	92.1	0.5	
0.040	191	3055	1372	60	69.4	76.1	69.0	87.8	1.9	
0.060	172	3607	820	79	80.8	68.5	81.5	82.7	2.1	
0.080	152	3834	593	99	85.2	60.6	86.6	79.6	2.5	
0.100	121	3981	446	130	87.7	48.2	89.9	78.7	3.2	
0.120	92	4069	358	159	88.9	36.7	91.9	79.6	3.8	
0.140	79	4134	293	172	90.1	31.5	93.4	78.8	4.0	
0.160	71	4181	246	180	90.9	28.3	94.4	77.6	4.1	
0.180	65	4220	207	186	91.6	25.9	95.3	76.1	4.2	
0.200	62	4255	172	189	92.3	24.7	96.1	73.5	4.3	
0.220	57	4279	148	194	92.7	22.7	96.7	72.2	4.3	
0.240	54	4310	117	197	93.3	21.5	97.4	68.4	4.4	
0.260	51	4325	102	200	93.5	20.3	97.7	66.7	4.4	
0.280	44	4340	87	207	93.7	17.5	98.0	66.4	4.6	
0.300	42	4349	78	209	93.9	16.7	98.2	65.0	4.6	
0.320	37	4368	59	214	94.2	14.7	98.7	61.5	4.7	
0.340	34	4377	50	217	94.3	13.5	98.9	59.5	4.7	
0.360	33	4390	37	218	94.5	13.1	99.2	52.9	4.7	
0.380	30	4400	27	221	94.7	12.0	99.4	47.4	4.8	
0.400	29	4402	25	222	94.7	11.6	99.4	46.3	4.8	
0.420	27	4411	16	224	94.9	10.8	99.6	37.2	4.8	
0.440	24	4416	11	227	94.9	9.6	99.8	31.4	4.9	
0.460	22	4422	5	229	95.0	8.8	99.9	18.5	4.9	
0.480	21	4423	4	230	95.0	8.4	99.9	16.0	4.9	
0.500	20	4424	3	231	95.0	8.0	99.9	13.0	5.0	
0.520	19	4425	2	232	95.0	7.6	100.0	9.5	5.0	
0.540	18	4425	2	233	95.0	7.2	100.0	10.0	5.0	
0.560	16	4427	0	235	95.0	6.4	100.0	0.0	5.0	
0.580	16	4427	0	235	95.0	6.4	100.0	0.0	5.0	
0.600	16	4427	0	235	95.0	6.4	100.0	0.0	5.0	
0.620	15	4427	0	236	95.0	6.0	100.0	0.0	5.1	

0.640	13	4427	0	238	94.9	5.2	100.0	0.0	5.1
0.660	13	4427	0	238	94.9	5.2	100.0	0.0	5.1
0.680	13	4427	0	238	94.9	5.2	100.0	0.0	5.1
0.700	10	4427	0	241	94.8	4.0	100.0	0.0	5.2
0.720	9	4427	0	242	94.8	3.6	100.0	0.0	5.2
0.740	9	4427	0	242	94.8	3.6	100.0	0.0	5.2
0.760	9	4427	0	242	94.8	3.6	100.0	0.0	5.2
0.780	9	4427	0	242	94.8	3.6	100.0	0.0	5.2
0.800	9	4427	0	242	94.8	3.6	100.0	0.0	5.2
0.820	9	4427	0	242	94.8	3.6	100.0	0.0	5.2
0.840	7	4427	0	244	94.8	2.8	100.0	0.0	5.2
0.860	7	4427	0	244	94.8	2.8	100.0	0.0	5.2
0.880	7	4427	0	244	94.8	2.8	100.0	0.0	5.2
0.900	6	4427	0	245	94.8	2.4	100.0	0.0	5.2
0.920	6	4427	0	245	94.8	2.4	100.0	0.0	5.2
0.940	6	4427	0	245	94.8	2.4	100.0	0.0	5.2
0.960	5	4427	0	246	94.7	2.0	100.0	0.0	5.3
0.980	3	4427	0	248	94.7	1.2	100.0	0.0	5.3
1.000	0	4427	0	251	94.6	0.0	100.0	.	5.4

Anexo IV – C) Tabela de frequências dos dados de validação aplicando o Modelo 1 para um ponto de corte de 0,04

The FREQ Procedure

Table of probf by Ardida

probf	Ardida					
Frequency,						
Percent ,						
Row Pct ,						
Col Pct ,	0,	1,	Total			
0, 370, 3, 373						
, 71.15, 0.58, 71.73						
, 99.20, 0.80,						
, 75.20, 10.71,						
1, 122, 25, 147						
, 23.46, 4.81, 28.27						
, 82.99, 17.01,						
, 24.80, 89.29,						
Total 492 28 520						
	94.62	5.38	100.00			

Anexo IV – D) Tabela de frequências de parcelas ardidas (Ardida=1) e de parcelas não ardidas (Ardida=0) nas diferentes combinações de classes das variáveis seleccionadas – Dados de validação - Modelo 1

Altitude	Classes		Probabilidade estimada (%)	Frequência Ardida = 1	Frequência Ardida = 0	<u>Ardida=1</u> Ardida=1+Ardida=0 (%)
	Densidade	do povoamento				
[0;125[[0;140,01[2,495154	0	59	0
[125;235[[0;140,01[3,025582	3	87	3.448276
[235;415[[0;140,01[3,313308	3	77	3.896104
[415;1105]	[0;140,01[4,343498	2	37	5.405405
[0;125[[140,01;2510]		3,973845	7	68	10.29412
[125;235[[140,01;2510]		4,803133	2	43	4.651163
[235;415[[140,01;2510]		5,250746	5	55	9.090909
[415;1105]	[140,01;2510]		6,840714	6	94	6.382979

ANEXO V
REGRESSÃO LOGÍSTICA:
MODELO 2

Anexo V – A) Resultados do SAS referente ao ajustamento do Modelo 2

The LOGISTIC Procedure

Model Information

Data Set	WORK.RISKGEN
Response Variable	Ardida
Number of Response Levels	2
Model	binary logit
Optimization Technique	Fisher's scoring

Number of Observations Read	4678
Number of Observations Used	4678

Response Profile

Ordered	Total
Value	Ardida
Frequency	
1	0
2	1
	4427
	251

Probability modeled is Ardida=1.

Model Convergence Status

Convergence criterion (GCONV=1E-8) satisfied.

Deviance and Pearson Goodness-of-Fit Statistics

Criterion	Value	DF	Value/DF	Pr > ChiSq
Deviance	1356.2537	3280	0.4135	1.0000
Pearson	2753.5734	3280	0.8395	1.0000

Number of unique profiles: 3286

Model Fit Statistics

Intercept		
Intercept		and
Criterion	Only	Covariates
AIC	1958.722	1568.179
SC	1965.172	1606.883
-2 Log L	1956.722	1556.179

Testing Global Null Hypothesis: BETA=0

Test	Chi-Square	DF	Pr > ChiSq
Likelihood Ratio	400.5429	5	<.0001
Score	565.0567	5	<.0001
Wald	319.3910	5	<.0001

Analysis of Maximum Likelihood Estimates

Parameter	DF	Standard		Wald	
		Estimate	Error	Chi-Square	Pr > ChiSq
Intercept	1	4.3142	0.2027	452.9815	<.0001
Altitude	1	-0.00101	0.000317	10.1133	0.0015
Biom	1	-0.1154	0.00735	246.3849	<.0001
Pmontado	1	0.00739	0.00260	8.0918	0.0044
Peuc	1	-0.0102	0.00169	36.1742	<.0001
Phard	1	0.0104	0.00456	5.2435	0.0220

Odds Ratio Estimates

Effect	Point		95% Wald	
	Estimate	Confidence Limits		
Altitude	0.999	0.998	1.000	
Biom	0.891	0.878	0.904	
Pmontado	1.007	1.002	1.013	
Peuc	0.990	0.987	0.993	
Phard	1.010	1.002	1.020	

Association of Predicted Probabilities and Observed Responses

Percent Concordant	83.0	Somers' D	0.669
Percent Discordant	16.1	Gamma	0.675
Percent Tied	0.9	Tau-a	0.068
Pairs	1111177	c	0.834

Anexo V – B) Resultado do SAS referente à tabela de classificação do Modelo 2

Classification Table

Prob Level	Correct		Incorrect		Percentages				
	Non- Event	Non- Event	Non- Event	Non- Event	Sensi- Correct	Speci- tivity	False ficity	False POS	False NEG
0.000	251	0	4427	0	5.4	100.0	0.0	94.6	.
0.020	239	2020	2407	12	48.3	95.2	45.6	91.0	0.6
0.040	208	2907	1520	43	66.6	82.9	65.7	88.0	1.5
0.060	168	3545	882	83	79.4	66.9	80.1	84.0	2.3
0.080	145	3794	633	106	84.2	57.8	85.7	81.4	2.7
0.100	129	3943	484	122	87.0	51.4	89.1	79.0	3.0
0.120	111	4054	373	140	89.0	44.2	91.6	77.1	3.3
0.140	105	4129	298	146	90.5	41.8	93.3	73.9	3.4
0.160	88	4178	249	163	91.2	35.1	94.4	73.9	3.8
0.180	73	4232	195	178	92.0	29.1	95.6	72.8	4.0
0.200	63	4260	167	188	92.4	25.1	96.2	72.6	4.2
0.220	56	4282	145	195	92.7	22.3	96.7	72.1	4.4
0.240	53	4304	123	198	93.1	21.1	97.2	69.9	4.4
0.260	49	4315	112	202	93.3	19.5	97.5	69.6	4.5
0.280	48	4324	103	203	93.5	19.1	97.7	68.2	4.5
0.300	44	4341	86	207	93.7	17.5	98.1	66.2	4.6
0.320	40	4353	74	211	93.9	15.9	98.3	64.9	4.6
0.340	39	4366	61	212	94.2	15.5	98.6	61.0	4.6
0.360	38	4382	45	213	94.5	15.1	99.0	54.2	4.6
0.380	36	4395	32	215	94.7	14.3	99.3	47.1	4.7
0.400	35	4401	26	216	94.8	13.9	99.4	42.6	4.7
0.420	31	4405	22	220	94.8	12.4	99.5	41.5	4.8
0.440	30	4408	19	221	94.9	12.0	99.6	38.8	4.8
0.460	27	4414	13	224	94.9	10.8	99.7	32.5	4.8
0.480	25	4419	8	226	95.0	10.0	99.8	24.2	4.9
0.500	24	4420	7	227	95.0	9.6	99.8	22.6	4.9
0.520	23	4424	3	228	95.1	9.2	99.9	11.5	4.9
0.540	22	4426	1	229	95.1	8.8	100.0	4.3	4.9
0.560	19	4426	1	232	95.0	7.6	100.0	5.0	5.0
0.580	18	4427	0	233	95.0	7.2	100.0	0.0	5.0
0.600	17	4427	0	234	95.0	6.8	100.0	0.0	5.0
0.620	16	4427	0	235	95.0	6.4	100.0	0.0	5.0
0.640	15	4427	0	236	95.0	6.0	100.0	0.0	5.1

0.660	14	4427	0	237	94.9	5.6	100.0	0.0	5.1
0.680	13	4427	0	238	94.9	5.2	100.0	0.0	5.1
0.700	12	4427	0	239	94.9	4.8	100.0	0.0	5.1
0.720	12	4427	0	239	94.9	4.8	100.0	0.0	5.1
0.740	11	4427	0	240	94.9	4.4	100.0	0.0	5.1
0.760	10	4427	0	241	94.8	4.0	100.0	0.0	5.2
0.780	9	4427	0	242	94.8	3.6	100.0	0.0	5.2
0.800	8	4427	0	243	94.8	3.2	100.0	0.0	5.2
0.820	8	4427	0	243	94.8	3.2	100.0	0.0	5.2
0.840	7	4427	0	244	94.8	2.8	100.0	0.0	5.2
0.860	7	4427	0	244	94.8	2.8	100.0	0.0	5.2
0.880	7	4427	0	244	94.8	2.8	100.0	0.0	5.2
0.900	7	4427	0	244	94.8	2.8	100.0	0.0	5.2
0.920	6	4427	0	245	94.8	2.4	100.0	0.0	5.2
0.940	6	4427	0	245	94.8	2.4	100.0	0.0	5.2
0.960	5	4427	0	246	94.7	2.0	100.0	0.0	5.3
0.980	3	4427	0	248	94.7	1.2	100.0	0.0	5.3
1.000	0	4427	0	251	94.6	0.0	100.0	.	5.4

Anexo V – C) Tabela de frequências dos dados de validação aplicando o Modelo 2 para um ponto de corte de 0,06

The FREQ Procedure

Table of probf by Ardida

prob#	Ardida					
Frequency,						
Percent ,						
Row Pct ,						
Col Pct ,	0,	1,	Total			
~~~~~						
	0,	377,	7,	384		
		, 72.50,	1.35,	73.85		
		, 98.18,	1.82,			
		, 76.63,	25.00,			
~~~~~						
	1,	115,	21,	136		
		, 22.12,	4.04,	26.15		
		, 84.56,	15.44,			
		, 23.37,	75.00,			
~~~~~						
Total	492	28	520	94.62	5.38	100.00

**Anexo V – D)** Tabela de frequências de parcelas ardidas (Ardida=1) e de parcelas não ardidas (Ardida=0) nas diferentes combinações de classes das variáveis seleccionadas – Dados de validação – Modelo 2

Classes		Probabilidade	Frequência	Frequência	<u>Ardida=1</u> (%)
Altitude	Biomassa arbustiva	estimada (%)	Ardida = 1	Ardida = 0	Ardida=1+Ardida=0
[0;125[	[0;1,14[	1,39	2	68	2,86
[0;125[	[1,14;39,436]	12,13	5	109	8,77
[125;235[	[0;1,14[	1,57	1	78	1,26
[125;235[	[1,14;39,436]	13,45	4	47	7,84
[235;415[	[0;1,14[	1,81	0	73	0
[235;415[	[1,14;39,436]	15,25	8	51	13,56
[415;1105]	[0;1,14[	2,79	1	40	0
[415;1105]	[1,14;39,436]	21,83	7	83	7,78